Zur Homepage der Dissertation

Vegetationsökologische Untersuchungen zur Entwicklung des Naturschutzgebiets Lengener Meer (Landkreis Leer)

– eine Fallstudie zur Effizienz des Naturschutzes von Hochmooren

Von der Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg zur Erlangung des akademischen Grades Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) angenommene

Dissertation

von

Herrn Dipl. Biol. Thomas Huntke

geboren am 11.10.1973 in Wildeshausen

Oldenburg 2008

Gutachter: Prof. em. Dr. Wolfgang Eber
Zweitgutachter: Prof. Dr. Peter Janiesch
Tag der Disputation: 29.01.2008

Ich danke...

Allen Menschen die mich bei dieser Arbeit unterstützt haben von ganzem Herzen.

Herrn Prof. Wolfgang Eber für die Überlassung des Themas und die langjährige Betreuung und Unterstützung. Ebenso Herrn Prof. Peter Janiesch für die freundliche Übernahme in seine Arbeitsgruppe und jegliche Hilfe.

Zahlreichen (ehemaligen) Mitarbeitern der Universität Oldenburg, insbesondere denen der Arbeitsgruppen Pflanzenmorphologie und Pflanzenökologie des Instituts für Biologie und Umweltwissenschaften. Mit Eurer tatkräftigen Hilfe und guten Ratschlägen habt Ihr wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen: Brigitte Rieger, Sylvia Kempen, Anke Hüffner, Sabine Willig, Hannelore Rottländer, Gunda Sängerlaub, Regine Kayser, Dr. Uwe Winkler, Dr. Jutta Rach, Dr. Cord Peppler-Lisbach, Dr. Albrecht Gerlach, Benno Hubert, Thomas Homm, Uwe de Bruyn. Ganz besonders bedanken möchte ich mich bei Dorothea Badge für die Unterstützung im Gelände und bei den Laborarbeiten.

Allen Behördenvertretern und Privatleuten, die mich mit Literatur, Daten, Karten und sonstigen Informationen versorgt haben und so zu meinem Verständnis des NSG Lengener Meer erheblich beigetragen haben: Manfred Neubert (Niedersächsische Moorverwaltung), Dr. Bernhard Aue (vormals Bez.-Reg. WE, jetzt LAVES), Susanne Wille (NLWKN OL), Martin Wendeburg (NLWKN OL), Andrej Stölting (NLWKN OL), Elisabeth Blömer (Landkreis Leer), Dr. Eckhard Garve (NLWKN BS), Annemarie Schacherer (NLWKN HH), Guido Beyer-Stiefel (NLWKN HH), Joachim Blankenburg (LBEG HB), Gerfried Caspers (LBEG HH), Eckhard Schmatzler (LBEG HH), Ekkehard Foerster (Kleve), Wilhelm Huisinga (NLWKN Aurich), Lübbe Aden (NLWKN Aurich), Matthias Struck (Oldenburgische Landschaft) und Johannes Mennen (Stadtarchiv Wittmund).

Arne und Christina Boll für die Hilfe bei der Statistik und Jan Boll für das Korrekturlesen.
Hein Rykena für den Rundflug.

Meinen Eltern für ihre fortwährende Unterstützung und Geduld.

Dörte Boll für bewundernswerte Ausdauer beim Korrekturlesen und für den ermutigenden Optimismus, der so manches Mal meine Zweifel zerstreuen konnte.

Inhaltsverzeichnis

I. Einleitung 1

II. Einführung in das Untersuchungsgebiet 3
1. Lage und Abgrenzung 3
1.1. Das Naturschutzgebiet Lengener Meer 3
1.2. Der Stapeler-Moor-Komplex 5
2. Klima 7
3. Landschaftsmerkmale 8
3.1. Naturraum 8
3.2. Geologie 10
3.3. Hydrologie der Großlandschaft 11
3.4. Boden 14
4. Landschafts- und Nutzungsgeschichte des Stapeler-Moor-Komplexes 16
4.1. Einführung 16
4.2. Frühgeschichte: Das „Ur-Hochmoor" 17
4.3. Die Kultivierung und Besiedelung des Stapeler-Moor-Komplexes 23
4.3.1. Die Besiedelung der Geest 23
4.3.2. Planloser Torfstich 26
4.3.3. Fehnkultur 29
4.3.4. Moorbrandkultur und Moorrandbesiedelung 31
4.3.5. Erste Hälfte des 20. Jh.: Deutsche Hochmoorkultur und industrieller Torfabbau 36
4.3.6. Zweite Hälfte des 20. Jh.: Flurbereinigung und Naturschutz 42

III. Ergebnisteil 45

1. Flora 45
1.1. Methoden 45
1.1.1. Abgrenzung der untersuchten Fläche 45
1.1.2. Freilanduntersuchungen 45
1.1.3. Auswertung historischer Florenlisten 46
1.2. Ergebnisse 49
1.2.1. Entwicklung der Gefäßpflanzen der Roten Liste von Niedersachsen 49
1.2.1.1. Der Artenbestand im Spiegel der Zeit 49
1.2.1.2. Detaillierte Informationen zu den Arten 53
1.2.2. Entwicklung der ungefährdeten Gefäßpflanzen 62
1.2.3. Entwicklung der Moos- und Flechtenflora 68
1.2.4. Fazit der floristischen Entwicklung 76
2. Vegetation 78
2.1. Methoden 78
2.1.1. Aufnahme der aktuellen Vegetation 78
2.1.1.1. Auswahl der Probeflächen 78
2.1.1.2. Durchführung der Vegetationsaufnahmen 78
2.1.1.3. Auswertung der Vegetationsaufnahmen 80
2.1.1.4. Klassifikation 80
2.1.2. Analyse der Vegetationsveränderungen 81
2.1.2.1. Vergleich der historischen und aktuellen Pflanzengesellschaften 81
2.1.2.2. Flächenbezogene Vegetationsentwicklung 83
2.1.2.3. Veranschaulichung durch Fotovergleich 85
2.2. Ergebnisse 87
2.2.1. Aktuell vorkommende Pflanzengesellschaften im NSG Lengener Meer 87

2.2.1.1. Schlenken- und Verlandungsgesellschaften 87
2.2.1.2. Die Bultgesellschaften 95
2.2.1.3. Degenerationsgesellschaften 99
2.2.2. Qualitativer Vergleich der historischen und aktuellen Pflanzengesellschaften 104
2.2.2.1. Schlenkengesellschaften 104
2.2.2.2. Bultgesellschaften 105
2.2.3. Flächenbezogene Vegetationsentwicklung 109
2.2.3.1. Einleitung 109
2.2.3.2. Wasserflächen und Bombentrichter 115
2.2.3.3. Verlandungs-Schwingrasen 119
2.2.3.4. Bult-Schlenken-Komplexe 122
2.2.3.5. Pfeifengrasstadium 124
2.2.3.6. Gagelgebüsche 126
2.2.3.7. Gehölze 128
2.2.2.8. Fazit der flächenbezogenen Vegetationsentwicklung 129
2.2.4. Veranschaulichung der Vegetationsentwicklung durch Fotovergleiche 132
2.2.5. Prognose der weiteren Vegetationsentwicklung 148
2.2.5.1. Einleitung 148
2.2.5.2. Berechnung der Flächenentwicklung durch Lineare Regression 149
2.2.5.3. Szenarien zur möglichen Gebietsentwicklung 153
2.2.6. Fazit der vegetationskundlichen Untersuchungen 161
3. Bodenchemie und Nährstoffhaushalt 163
3.1. Einleitung 163
3.2. Methoden 164
3.2.1. Probestellendesign 164
3.2.2. Allgemeine Bodenparameter 166
3.2.2.1. Probennahme im Gelände 166
3.2.2.2. Messung des pH-Wertes 167
3.2.2.3. Wassergehalt und Wasserkapazität 167
3.2.2.4. C/N-Verhältnis 168
3.2.2.5. Bestimmung der organischen Substanz durch Glühverlust 168
3.2.3. Analyse der Nährstoffdynamik durch Ionenaustauscher 168
3.2.3.1. Vorbereitung der Ionenaustauscher 168
3.2.3.2. Einsatz im Gelände 169
3.2.3.3. Extraktion der Ionen 170
3.2.3.4. Analyse der Ionengehalte 171
3.2.4. Statistische Auswertung 172
3.2.5. Wasserchemische Analysen 174
3.2.4.1. Probennahme im Gelände 174
3.2.4.2. Analyse der Wasserproben 175
3.2.6. Atmosphärische Deposition 176
3.3. Ergebnisse der boden- und gewässerchemischen Analysen 178
3.3.1. Mineralstoffdynamik im Boden (Ionenaustauschermethode) 178
3.3.1.1. Stickstoff 178
3.3.1.2. Phosphate 185
3.3.1.3. Kalium 190
3.3.1.4. Jahresdynamik der Mineralstoffe in den Bodenprobestellen 194
3.3.1.5. Nährstoffhaushalt des Schwingrasens des Lengener Meeres 198
3.3.1.6. Evaluation der Ionenaustauschermethode 201
3.3.1.7. Zusammenfassung der Mineralstoffdynamik 204
3.3.2. Weitere Bodenparameter (klassische Methoden) 205

3.3.2.1. pH-Werte 205
3.3.2.2. Wassergehalte 206
3.3.2.3. Organische Substanz - Aschegehalte 209
3.3.2.4. C/N-Verhältnisse 211
3.3.3. Wasserchemische Analysen 212
3.3.3.1. Das Lengener Meer, das Muddermeer und die Kolke I & II 213
3.3.3.2. Die Randgräben 217
3.3.4. Deposition 222
3.3.4.1. Einführung 222
3.3.4.2. Sulfat 222
3.3.4.3. Stickstoff 225
3.3.4.4. Phosphat und Kalium 227
3.3.4.5. Chlor, Natrium, Magnesium, Calcium und Fluor 227
3.3.4.6. Schwermetalle 228
3.4. Fazit der boden- und gewässerchemischen Messungen 230

IV. Naturschutz 231
1. Einleitung 231
2. Wasserhaushalt des NSG Lengener Meer 231
2.1. Zur Hydrologie von Hochmooren 231
2.2. Entwässerungen im Gebiet 233
2.2.1. Entwässerungen vom 18. Jahrhundert bis 1900 233
2.2.1. Entwässerungen 1900 bis 2005 233
2.3. Bisher durchgeführte Schutzmaßnahmen 241
2.3.1. Maßnahmen bis 2005 241
2.3.2. Situation 2005 241
2.3.3. Maßnahmen 2006 und 2007 245
3. Weitere Störungen und Schutz- bzw. Pflegemaßnahmen im Gebiet 248
3.1. Historische Störungen 248
3.2. Natürliche Prozesse 249
3.3. Sonstige Störungen und Maßnahmen 250
3.4. Stoffeinträge 251
4. Das Renaturierungspotential im Untersuchungsgebiet 253
5. Naturschutz – Diskussion und Fazit 257
5.1. Allgemeine Probleme im Naturschutz 257
5.2. Fazit zum Naturschutz im NSG Lengener Meer 261

V. Zusammenfassung 264
VI. Abstract 267

VII. Literatur 269

Anhang zu II: Entstehung und Entwicklung des NSG Lengener Meer 289
1935 – 1940: Unterschutzstellung 289
1940 – 1945: Zweiter Weltkrieg 291
1945 – 1968: Nachkriegsjahre 292
1968 – 2006: Flurbereinigung und Naturschutz 295

Anhang zu III. 299

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets 3
Abb. 2: Grenze des NSG Lengener Meer und der umgebenden Naturschutzgebiete 4
Abb. 3: Abgrenzung des Stapeler-Moor-Komplexes nach Süden und Nordwesten 6
Abb. 4: FFH-Gebietsvorschlag Nr. 10: „Lengener Meer, Stapeler Moor und Baasenmeers Moor" 6
Abb. 5: Klimakarten von Nordwestdeutschland 8
Abb. 6: Naturräumliche Gliederung von Niedersachsen 9
Abb. 7: Querschnitt durch die Oldenburgisch-Ostfriesische Geest von Nord nach Süd 9
Abb. 8: Abgrenzung der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest und Lage des Stapeler Moores 11
Abb. 9: Gewässerkarte vom östlichen Teil Ostfrieslands und den angrenzenden Kreisen 12
Abb. 10: Gewässerkarte des Stapeler-Moor-Komplexes und seiner Umgebung 13
Abb. 11: Bodenübersichtskarte 1:50000 15
Abb. 12: Die baumlose Zentralfläche eines ungestörten Hochmoores in Nordwestdeutschland 20
Abb. 13: Schematische Darstellung der ursprünglichen Naturlandschaft 22
Abb. 14: Eisenzeitlicher Bohlenweg im Stapeler Moor 24
Abb. 15: Bohlenwege im Östlichen Grenzmoor und Bentstreek-Weg 25
Abb. 16: Torfstich in Handarbeit bei Neuenburgerfeld 27
Abb. 17: Torfgrube und zum trocknen aufgeschichtete Torfsoden in einem Hochmoor 27
Abb. 18: Der Stapeler-Moor-Komplex 1805 in der Karte von LE COQ 28
Abb. 19: Schematischer Querschnitt durch ein Fehn 29
Abb. 20: Torfschiff auf der Norderwieke in Wilhelmsfehn II 30
Abb. 21: Moorbrennen in Ostfriesland 31
Abb. 22: Struktur der Buchweizenfelder und ehemaligen Feldwege mit ihren beiden Seitengrüppen . 32
Abb. 23: Rückgang von Anzahl und Fläche der Meere in Ostfriesland im 19. und 20. Jahrhundert 33
Abb. 24: Kolonistenfamilie mit primitiver Torfhütte bei Neuenburgerfeld 34
Abb. 25: Karte von 1898 vom nordöstlichen Stapeler-Moor-Komplex 35
Abb. 26: Dampfpflug bei der Kultivierung des Friedeburger Wiesmoores 37
Abb. 27: Das Torf-Kraftwerk in Wiesmoor mit umgebenden Gewächshausanlagen 39
Abb. 28: Schematische Darstellung der Besiedelung des Stapeler-Moor-Komplexes 41
Abb. 29: Rückgang der Arten der Roten Liste im Untersuchungsgebiet seit 1936 52
Abb. 30: Geographische Übersicht des Naturschutzgebiets Lengener Meer 52
Abb. 31: Historisches Foto von Brandes aus dem Jahre 1965 mit vier Sonnentauarten 56
Abb. 32: Arten der Roten Liste von Niedersachsen im NSG Lengener Meer 57
Abb. 33: Links: Sekundärer Wuchsort von *Trichophorum cespitosum* s.l. auf einem Trampelpfad am Lengener Meer, rechts oben: Detailaufnahme der Blüten. Rechts unten: Der Spross von *Trichophorum cespitosum* nothossp. *foersteri* im Querschnitt (Vergr. ca. 1000x) 61
Abb. 34: Fundorte der im Gebiet punktuell verbreiteten Rote-Liste-Arten 62
Abb. 35: Einblick in den Birkenwald am Nordwestrand des NSG Lengener Meer (links). Die Detailaufnahme der Krautschicht (rechts) zeigt die hochmooruntypischen Laubwaldarten *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, *Polygonatum multiflorum* und *Prunus serotina*. 64
Abb. 36: Die wuchskräftige nordamerikanische Kultur-Heidelbeere *(Vaccinium angustifolium* x *corymbosum*) als Neubürger im NSG Lengener Meer 65
Abb. 37: Mischbestand der Schlenkenarten *Sphagnum cuspidatum* (hellgrün) und *Sphagnum pulchrum* (bräunlich). Weiterhin zu sehen sind *Drosera rotundifolia*, *Vaccinium oxycoccos* und *Eriophorum angustifolium* 72
Abb. 38: Bult mit *Sphagnum magellanicum*. Darüber hinaus sind *Erica tetralix*, *Calluna vulgaris* und *Eriophorum angustifolium* zu sehen 73
Abb. 39: Das schattentolerante *Sphagnum fimbriatum* in dichtem Gagelgebüsch. 74
Abb. 40: Entwicklung der betrachteten Pflanzengruppen in Bezug auf die historischen und die aktuellen Artbestände im NSG Lengener Meer 77
Abb. 41: Lage der Vegetationsaufnahmeflächen 79
Abb. 42: Die letzte offene Wasserfläche von Kolk II verlandet derzeit mit *Carex rostrata*, *Sphagnum cuspidatum*, *Eriophorum angustifolium* und *Drosera rotundifolia* 88

Abb. 43: Das Sphagno tenelli-Rhynchosporetum typicum in der Typischen Variante 90
Abb. 44: Oben: Die seeseitige Verlandungszone am Westufer des Lengener Meeres 92
Abb. 45: Sukzession im Schwingrasen des Muddermeers 94
Abb. 46: Hoher Bult des Erico-Sphagnetum typicum in der Altersphase 96
Abb. 47: Relativ naturnahe Bult-Schlenken-Komplexe im Zentrum des Untersuchungsgebiets 98
Abb. 48: Das Besenheidestadium am Nordrand des NSG Lengener Meer 100
Abb. 49: Links ein ausgedehnter Bereich mit Pfeifengrasstadium, rechts: Im Winter sind die reinen Molinia-Flächen durch ihre einheitlich weißgelbe Färbung sehr gut zu identifizieren 100
Abb. 50: Links: Ca. 30 cm hohe Zwergform von *Myrica gale* im relativ naturnahen Bult-Schlenken-Komplex südlich von Kolk I im August 2005. Rechts: Bis zu 2,5 m hohes Gagelgebüsch im Schwingrasen des Lengener Meeres im August 2005 101
Abb. 51: Die *Betula pubescens-Sorbus aucuparia*-Gesellschaft 103
Abb. 52: Rekonstruktion der Vegetation von 1700 110
Abb. 53: Vegetationskarte 1956 111
Abb. 54: Vegetationskarte 1970 112
Abb. 55: Vegetationskarte 1986 113
Abb. 56: Vegetationskarte 2006 114
Abb. 57: Kolk I vom Westrand in Richtung Osten im August 2004 117
Abb. 58: Das Muddermeer vom Hochstand am Ostrand in Richtung Westen im August 2004 117
Abb. 59: Das völlig verlandete Rudelmeer vom Nordrand in Richtung Süden im August 2004 117
Abb. 60: Der Kuhtränkenteich vom Westrand des Gebiets in Richtung Osten im März 2005 118
Abb. 61: Kreisrunde Bombentrichter westlich von Kolk II 118
Abb. 62: Entwicklung der Flächengrößen der Kolke 1700 bis 2006 119
Abb. 63: Schwingrasen des Muddermeers 2003 120
Abb. 64: Deutlich von der Umgebung abgesetzter Bult des Erico-Sphagnetum 120
Abb. 65: Randliches Eindringen von *Myrica gale*, *Molinia caerulea* und *Calluna vulgaris* in den Schwingrasen des verlandeten Kolkes X 121
Abb. 66: Sehr naturnahe Bult-Schlenken-Komplexe im Zentrum des Gebiets 123
Abb. 67: Bult-Schlenken-Komplexe mit streifenförmigen Strukturen der Moorbrandkultur 123
Abb. 68: Bei einer Umwandlung der Luftbilder in das Schwarzweiß-Format treten die Pfeifengrasbestände besonders kontrastierend heraus (links, CIR-Luftbild von 1986). Rechts die daraus abgeleitete Abgrenzung von *Molinia*-Stadium und Bult-Schlenken-Komplexen 125
Abb. 69: Pfeifengrasstadium am Nordostrand des NSG Lengener Meer 125
Abb. 70: Hohe, ausgewachsene Bestände der Kartiereinheit Gagelgebüsche 127
Abb. 71: Junge Birkengehölze am Nordwestrand des NSG Lengener Meer. Luftbild vom April 2006. 129
Abb. 72: Kiefernbestände westlich von Kolk II im NSG Lengener Meer. Luftbild vom April 2006. 129
Abb. 73: Flächenanteile der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer 1700-2006. 130
Abb. 74: Übersicht über die Vegetationskarten vom NSG Lengener Meer 1700-2006 131
Abb. 75: Die Verlandungszone des Lengener Meeres 132
Abb. 76: Heute vollzieht sich die Verlandung an dieser Stelle mit *Juncus effusus*. Am Gebietsrand im Hintergrund hat sich ein zusammenhängender Birkenwald gebildet 132
Abb. 77: Detail vom Nordwestufer des Lengener Meeres aus den 1950er Jahren 133
Abb. 78: Heute nimmt *Juncus effusus* zusammen mit *Sphagnum fallax* diesen Bereich ein 133
Abb. 79: Foto vom Nordwestufer des Lengener Meeres aus den 1950er Jahren 134
Abb. 80: Im September 2006 wird der seeseitige Schwingrasen von *Juncus effusus* dominiert 134
Abb. 81: Nordufer des Lengener Meeres in Richtung Osten in den 1950er Jahren 135
Abb. 82: In etwa dieselbe Stelle mit gleicher Blickrichtung im September 2006 135
Abb. 83: Noch einmal das Nordufer des Lengener Meeres in den 1950er Jahren 136
Abb. 84: Das selbe Gebiet von derselben Stelle wie in Abb. 82, aus einer großen Birke in etwa 5 m Höhe fotografiert 136
Abb. 85: Der Nordrand des Lengener Meeres in Richtung Osten im Juli 1969 137
Abb. 86: Der Nordrand des Lengener Meeres in Richtung Osten im November 2007 137
Abb. 87: Angler am Nordufer des Lengener Meeres in den 1950er Jahren 138
Abb. 88: Die gleiche Stelle im September 2006 138

Abb. 89: Das südöstliche Ufer des Lengener Meeres im September 1963 139
Abb. 90: Der gleiche Uferabschnitt einige Meter weiter nördlich im Jahr 1979..... 139
Abb. 91: Vermutlich dieselbe Stelle wie in Abb. 90 im März 2005..... 139
Abb. 92: Der Zollweg unmittelbar nach dem Bau im Jahr 1938. 140
Abb. 93: Im September 2006 sind die vorderen Bereiche mit Gehölzen zugewachsen, im Hintergrund rechts ist der Gagelstrauchgürtel am Ufer des Lengener Meeres zu erkennen.. 140
Abb. 94: Noch einmal der Zollweg unmittelbar nach dem Bau im Jahr 1938..... 141
Abb. 95: Der Zollweg im Januar 2007 vom Aussichtsturm in Richtung Osten 141
Abb. 96: Dokumentation einer illegalen Mülldeponierung am Zollweg im Jahr 1963..... 142
Abb. 97: Etwa die gleiche Stelle im März 2005 142
Abb. 98: Der Kuhtränkenteich vom Westrand des NSG in Richtung Osten im September 1953 143
Abb. 99: Im März 2005 ist der einstige Bult-Schlenken-Komplex mit Birkenwald bewachsen, der Schwingrasen des Meeres wird von Gagelgebüschen und einzelnen Birken dominiert.. 143
Abb. 100: Das Muddermeervom Nordrand in Richtung Osten im Juli 1959..... 144
Abb. 101: Im November 2007 gibt es keinen Fieberklee mehr in dem Kolk..... 144
Abb. 102: Das Muddermeer vom nördlichen Ostufer in Richtung Westen im Jahr 1958..... 145
Abb. 103: Im November 2007 wird die Ufervegetation im Vordergrund vom Gagelstrauch dominiert, im übrigen Uferbereich sind ebenfalls gürtelförmige Gagelgebüsche zu erkennen..... 145
Abb. 104: Das Muddermeer vom Nordrand in Richtung Südosten im August 1965..... 146
Abb. 105: Das Muddermeer im November 2007 146
Abb. 106: Die Nordostecke des NSG Lengener Meer im September 1960..... 147
Abb. 107: In etwa die selbe Stelle an der Nordostecke des NSG Lengener Meer im Nov. 2007 147
Abb. 108: Konsequente Lineare Regression der Kurventrends der Kartiereinheiten 1956-2006 bis 2100 ohne Berücksichtigung der Gesamtgröße des Untersuchungsgebiets und der Wechselwirkungen zwischen den Vegetationseinheiten. 149
Abb. 109: Angepasste Lineare Regression der Kurventrends der Kartiereinheiten 1956-2006 bis 2100 unter Berücksichtigung der Gesamtgröße des Untersuchungsgebiets und der Wechselwirkungen zwischen den Vegetationseinheiten. 151
Abb. 110: Szenario 1 der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100 154
Abb. 111: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten bei Szenario 1 154
Abb. 112: Szenario 2 der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100 155
Abb. 113: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten bei Szenario 2 156
Abb. 114: Szenario 3 der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100 157
Abb. 115: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten bei Szenario 3 157
Abb. 116: Szenario 4 der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100 158
Abb. 117: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten bei Szenario 4 159
Abb. 118: Übersicht über die vier Szenarien der möglichen Vegetationsentwicklung 160
Abb. 119: Schematische Darstellung des virtuellen Transektes der bodenchemischen Probestellen. 165
Abb. 120: Lage der bodenchemischen Probestellen 166
Abb. 121: Oben links: Neue IER-Bags vor dem Einsatz im Gelände. Oben rechts: Ein schmaler Schlitz im Torfmoospolster. Unten links: Der verschlossene Schlitz ist kaum zu sehen. Unten rechts: IER-Bags nach acht Wochen Geländeeinsatz. 170
Abb. 122: Bei den IER-Messungen verwandte Boxplots zur grafischen Darstellung der Ergebnisse.. 173
Abb. 123: Lage der wasserchemischen Probestellen 175
Abb. 124: Links: Lage der Depositions-Messstelle. Rechts: Bulk-Sammler Typ Osnabrück 176
Abb. 125: Jahresmediane der Gehalte von NH_4^+ und NO_3^-..... 180
Abb. 126: Jahressummen der Gehalte von NH_4^+ und NO_3^-..... 180
Abb. 127: Jahresmediane der Gehalte von $H_2PO_4^-$ 187
Abb. 128: Jahressummen von $H_2PO_4^-$ 187
Abb. 129: Jahresmediane von K^+ 191
Abb. 130: Jahressummen von K^+ 192
Abb. 131: Jahresdynamik von NH_4^+..... 196
Abb. 132: Jahresdynamik von NO_3^- 196
Abb. 133: Jahresdynamik von $H_2PO_4^-$ 196

Abb. 134: Jahresdynamik von K^+ 196
Abb. 135: Mineralstoffgehalte im Schwingrasen vom Lengener Meer und in den Schwingrasen der Kolke I & II und vom Muddermeer 199
Abb. 136: pH-Werte in den Bodenproben vom März 2004 206
Abb. 137: Wassergehalte und Maximale Wasserkapazität in den Bodenproben vom März 2004 207
Abb. 138: Anteil der organischen Substanz in den Bodenproben vom März 2004 209
Abb. 139: C/N-Verhältnisse in den Bodenproben vom März 2004 211
Abb. 140: Stickstoffgehalte in den Kleingewässern im NSG Lengener Meer 214
Abb. 141: Kaliumgehalte in den Kleingewässern im NSG Lengener Meer 216
Abb. 142: Ammoniumgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer 219
Abb. 143: Nitratgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer. 219
Abb. 144: Phosphatgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer 220
Abb. 145: Kaliumgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer 220
Abb. 146: Aus der Moorbrandkultur hervorgegangene Störungen des NSG Lengener Meer 234
Abb. 147: Die alten Wege der Moorbrandkultur im Gelände 235
Abb. 148: Ein alter Graben im Nordosten des Lengener Meeres im August 2004 235
Abb. 149: Weitere tiefe Eingriffe in das Ökosystem des NSG Lengener Meer im 20. Jahrhundert in Form von Entwässerungsgräben, Wegebau und unmittelbar angrenzendem Torfabbau 237
Abb. 150: Zusammenfassung der anthropogenen Eingriffe in das NSG Lengener Meer 238
Abb. 151: Südgrenze des NSG Lengener Meer im Juli 1954 239
Abb. 152: Südgrenze des NSG Lengener Meer in Richtung Osten im August 2003 239
Abb. 153: Einige Beispiele von Entwässerungsgräben im NSG Lengener Meer 2003 bis 2005 240
Abb. 154: Gräben und Stauanlagen im NSG Lengener Meer im Jahr 2005 242
Abb. 155: Die Lengenermeersbäke sind im Gelände leicht zu identifizieren und meist stark verlandet. Demgegenüber sind die Gräben der Feldwege meist unter dichtem Pfeifengras oder Gagelgebüsch verborgen und dadurch immer noch sehr funktionsfähig. 243
Abb. 156: Schema des Geländeprofils am Nordrand des NSG Lengener Meer 244
Abb. 157: Wasseraustritte in die Randgräben im NSG Lengener Meer 2005 244
Abb. 158: Einige Fotobeispiele von Wasseraustritten am Rand des Naturschutzgebiets und am Ufer des Lengener Meeres 2005 und 2006 245
Abb. 159: Verwallung am West- und Nordrand des NSG Lengener Meer 2006 und 2007 246
Abb. 160: In Folge der Verwallungsmaßnahmen am Westrand des Lengener Meeres ist der Wasserspiegel im Winter 2006/2007 stark angestiegen und hat das Gagelgebüsch und den Birkenwald überflutet. 247
Abb. 161: Die Uferbefestigung des Lengener Meeres im August 2003. 250
Abb. 162: Flächennutzung in der Umgebung des NSG Lengener Meer 2006 252
Abb. 163: Wirkschema der Einflussfaktoren auf den Zustand des NSG Lengener Meer. 256
Abb. 164: Zusammenhänge zwischen politisch-administrativen Rahmenbedingungen, Gebietsbetreuung und den Störfaktoren 260
Abb. 165: Entwicklung der Abgrenzung für das NSG 1935-1940 290
Abb. 166: Scheinflughafen-Anlage im August 1940 291
Abb. 167: Flurplan zur Erweiterung der Ostgrenze des NSG 1962. 294

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Übersicht über die Quellen der Florenlisten für das NSG Lengener Meer 47
Tab. 2: Florenlisten des Lengener Meeres im Vergleich (Arten der Roten Liste von Niedersachsen) ... 50
Tab. 3: Einschätzung der Gefährdung der vorkommenden Rote-Liste-Arten. 53
Tab. 4: Artenbestand der übrigen Gefäßpflanzen. 66
Tab. 5: Gesamtliste der 39 Gefäßpflanzen des NSG Lengener Meer 67
Tab. 6: Historische und aktuell nachgewiesene Moosflora im NSG Lengener Meer 69
Tab. 7: Historisch und aktuell nachgewiesene Flechtenflora im NSG Lengener Meer 76
Tab. 8: Entwicklung der Flora im NSG Lengener Meer. 77
Tab. 9: Stetigkeitstabelle der Vegetationseinheiten im NSG Lengener Meer. 89
Tab. 10: Schlenkengesellschaften der Scheuchzerio-Caricetea im NSG Lengener Meer. 93
Tab. 11: Bultgesellschaften und Degenerationsstadien im NSG Lengener Meer. 97
Tab. 12: Gagelgebüsch- und Birkenwaldgesellschaften im NSG Lengener Meer. 102
Tab. 13: Vergleich der Vegetationsaufnahmen der Schlenken von 1968 und 2006 106
Tab. 14: Vergleich der Vegetationsaufnahmen der Bulten von 1968 und 2006 107
Tab. 15: Flächengrößen der natürlichen Kolke im NSG Lengener Meer 1700-2006 118
Tab. 16: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer 1700-2006 ... 130
Tab. 17: Prognose der Flächenentwicklung der Kartiereinheiten 2010 bis 2100 durch lineare Regression der Daten aller Kartiereinheiten von 1956 bis 2006 ohne Berücksichtigung der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets von 141,6 ha als Konstante. 150
Tab. 18: Prognose der Flächenentwicklung der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer bis 2010 bis 2100, Berechnung durch lineare Regression der Werte von 1956 bis 2006. 151
Tab. 19: Flächenentwicklung der Kartiereinheiten entsprechend den Szenarien 1 bis 4 159
Tab. 20: Übersicht über die Transekt-Einheiten und Nummern der Probestellen. 165
Tab. 21: Lage der Probestellen der wasserchemischen Analysen im NSG Lengener Meer. 174
Tab. 22: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: Stickstoffwerte der Ionenaustauscher 181
Tab. 23: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: Phosphatwerte der Ionenaustauscher 188
Tab. 24: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: Kaliumwerte der Ionenaustauscher 193
Tab. 25: Mineralstoffgehalte im Schwingrasen vom Lengener Meer und der Kolke. 198
Tab. 26: Ergebnisse des T-Tests: Mineralstoffgehalte Schwingrasen - Kolke und Lengener Meer 199
Tab. 27: Korrelationsmatrix der Mediane aller Transekteinheiten 203
Tab. 28: Korrelationsmatrix der Jahresmediane der Ionen aller Transekteinheiten 203
Tab. 29: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: pH-Werte Bodenproben 206
Tab. 30: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: Wasserkapazitäten Bodenproben 208
Tab. 31: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: Wassergehalte Bodenproben 208
Tab. 32: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: Organische Substanz Bodenproben 210
Tab. 33: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA: C/N-Verhältnisse Bodenproben 212
Tab. 34: Mineralstoffgehalte (mg/l) im freien Wasser der Kolke und Literaturwerte von WIEGLEB et al. (1978) vom 25.5.1978 und von MÜLLER (1968) 214
Tab. 35: Mineralstoffgehalte (mg/l) in den Gräben des NSG Lengener Meer, Oktober 2005 bis Juli 2006 und Literaturwerte von WIEGLEB et al. (1978). 218
Tab. 36: Daten der Bulk-Depositionsmessstelle Stapelermoor von Januar 2003 bis Dezember 2006. 224
Tab. 37: Gemessene und um den meeresbürtigen Salzanteil korrigierte Bulk-Deposition von SO_4, Cl, Na, Mg und K (kg/ha·a) 225
Tab. 38: Bulk-Deposition und deren Anteil an Nass- und Trockendeposition, Gesamt-Trockendeposition und Gesamt-Deposition 226
Tab. 39: Schwermetalldeposition im Stapeler Moor von Januar 2003 bis Dezember 2006 229
Tab. 40: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen Mai 2004 bis Juni 2004 299
Tab. 41: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen Juli 2004 bis August 2004 300
Tab. 42: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen September 2004 bis Oktober 2004 301
Tab. 43: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen November 2004 bis Dezember 2004 302
Tab. 44: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen Januar 2005 bis Februar 2005 303
Tab. 45: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen März 2005 bis April 2005 304

Tab. 46: NH_4^+- und NO_3^--Gehalte in den Ionenaustauschern Mai 2004 bis Mai 2005 305
Tab. 47: Gehalt von $H_2PO_4^-$ und K^+ in den Ionenaustauschern Mai 2004 bis Mai 2005 305
Tab. 48: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit LSD Post Hoc Mehrfachvergleichstest, Signifikanz des Irrtums, dass die Werte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind 306
Tab. 49: Mineralstoffgehalte im Schwingrasen des Lengener Meeres Mai bis Juni 2004..... 307
Tab. 50: Mineralstoffgehalte im Schwingrasen des Lengener Meeres Juli bis August 2004..... 307
Tab. 51: pH-Werte in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004 308
Tab. 52: Wassergehalte und Maximale Wasserkapazität (Vol%) in den der Bodenproben..... 308
Tab. 53: Maximale Wasserkapazität (Vol%) mit Medianen, $\bar{X}$ und Stabw in den Bodenproben..... 309
Tab. 54: Wassergehalte (Vol%) mit Medianen, $\bar{X}$ und Stabw in den Bodenproben..... 309
Tab. 55: Anteil der organischen Substanz bzw. Aschegehalte mit Medianen, $\bar{X}$ und Stabw in den Bodenproben 309
Tab. 56: Einzelwerte zur Bestimmung des Anteils der organischen Substanz in den Bodenproben .. 310
Tab. 57: Gehalte von C und N und C/N-Verhältnisse in den Bodenproben..... 311
Tab. 58: C/N-Verhältnisse (Mediane, $\bar{X}$ und Stabw) in den Bodenproben 312
Tab. 59: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit LSD Post Hoc Mehrfachvergleichstest für die pH-Werte, die Wassergehalte und die Wasserkapazität 313
Tab. 60: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit LSD Post Hoc Mehrfachvergleichstest für den Anteil der organischen Substanz und die C/N-Werte 314

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AAS	Atomabsorptionsspektrometer
AES	Atomemissionsspektrometer
Bez.-Reg.	Bezirksregierung (zum 31.12.2004 aufgelöst)
C	Kohlenstoff
GIS	Geographisches Informationssystem
ha	Hektar
IER	Ionenaustauscherharz (ion exchange resin)
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
mo	Monat
MTB	Messtischblatt, Maßstab 1:25000
MWK	Maximale Wasserkapazität
N	Stickstoff
N_t	Gesamtstickstoff
NLfB	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (seit 2006: LBEG)
NLWK	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (seit 2005: NLWKN)
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (seit 2005: NLWKN)
nothosubsp.	Nothosubspezies (Hybride zwischen verschiedenen Subspezies einer Art)
NSG	Naturschutzgebiet
P	Phosphor
s. l.	sensu lato (im weiteren Sinne)
ssp.	Subspezies
s. str.	sensu stricto (im engeren Sinne)
TK	Topographische Karte
WE	Weser-Ems
°C	Grad Celsius

I. Einleitung

Noch vor 200 Jahren stellten Hochmoore einen einzigartigen, landschaftsprägenden Bestandteil des norddeutschen Tieflandes dar (OVERBECK 1950). Durch die zunehmende Siedlungstätigkeit des Menschen wurden die Moorlandschaften seit dem Mittelalter nach und nach in Kultur genommen und dabei durch Torfabbau oder Umwandlung in landwirtschaftliche Nutzflächen in ihrer ökosystemaren Beschaffenheit völlig verändert (JONAS 1935, WESTERHOFF 1936, MÜLLER 1975). Erst ab 1936 wurden in Niedersachsen die wenigen verbliebenen Reste der Hochmoore als Naturschutzgebiete vor einer Kultivierung bewahrt (SIPPEL 2005). Mit der Einführung des Niedersächsischen Moorschutzprogrammes im Jahr 1981 wurde neben der Erhaltung der unkultivierten Flächen auch mit der Renaturierung von Torfabbauflächen begonnen (SCHMATZLER 1991, NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 1994, NLWKN 2006).
Bei den meisten der so gesicherten Hochmoorreste vollzogen sich trotz der Unterschutzstellung drastische Veränderungen in den Ökosystemen, da die umgebende Kulturlandschaft einen starken Einfluss auf die Flächen ausübte und auch heute noch ausübt (KAULE 1978). Dabei sind insbesondere die Entwässerung der Landschaft und der Eintrag von Schad- und Nährstoffen über die Luft als Hauptstörfaktoren zu nennen (TWENHÖVEN 1992, VERMEER & JOOSTEN 1992, PFADENHAUER 1998b). Als Auswirkungen der Störungen zeigen sich in der Vegetation großflächige Sukzessionsvorgänge zu Hochmoor-Degenerationsstadien oder Waldflächen, während gleichzeitig die Vielfalt an hochmoorspezifischen Tier- und Pflanzenarten stark abnimmt (RYBNÍČEK 1977, EBER 1980, ELLENBERG 1996). Durch die Absenkung des Moorwasserspiegels kommt es zudem zu Strukturveränderungen durch verstärkte Mineralisationsprozesse in den Torfen, die zu einer Schrumpfung und Sackung des Torfkörpers führen (BADEN & EGGELSMANN 1964). Diese Veränderungen können nur durch aufwändige Pflege- und Wiedervernässungsmaßnahmen mit mehr oder weniger großem Erfolg in Grenzen gehalten werden (VERMEER & JOOSTEN 1992, NLWKN 2006). Das Erreichen der Ziele des Naturschutzes wie der Erhalt der Artenvielfalt und der ökosystemaren Funktionen ist daher aus vielen Gründen in Hochmooren besonders schwierig (DIERSSEN 2001, KLÖTZLI & GROOTJANS 2001).

Einen solchen unkultivierten Rest eines ursprünglich wesentlich größeren Hochmoorkomplexes stellt das seit 1940 bestehende Naturschutzgebiet Lengener Meer in Ostfriesland dar. In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, die Entwicklung dieser Fläche von der Naturlandschaft bis zum heutigen Zustand in einem gesamtökosystemaren Kontext so detailliert wie möglich nachzuvollziehen. Dazu wurden die historischen Gebietszustände anhand einer um-

fangreichen Literatur- und Archivrecherche erforscht, wobei neben den vielen im Untersuchungsgebiet zu unterschiedlichen Zeiten erfolgten Untersuchungen zu diversen wissenschaftlichen Fragestellungen auch relevante andere Dokumente, sowie Foto- und Kartenmaterial einbezogen wurde. Bei der Analyse der ökosystemaren Veränderungsprozesse wurden auch die diversen anthropogenen Störungen und bisher erfolgte Schutzmaßnahmen berücksichtigt. Zur Einschätzung der aktuellen Situation wurden umfangreiche Geländearbeiten zur Erfassung der aktuellen Flora und Vegetation durchgeführt und chemische Analysen des Bodens und der Gewässer vorgenommen.

Durch das Zusammentragen dieser Informationen konnte ein anschauliches Bild der Veränderungsprozesse vom natürlichen Hochmoor zum heutigen Schutzgebiet gezeichnet werden. Damit stellt die vorliegende Arbeit eine geobotanische Gebietsmonografie der besonderen Art dar, die als umfassendes Fallbeispiel auch zur Diskussion um die Effizienz von Naturschutzgebieten als Instrument des Naturschutzes beitragen soll.

II. Einführung in das Untersuchungsgebiet

1. Lage und Abgrenzung

1.1. Das Naturschutzgebiet Lengener Meer

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im nordwestlichen Teil von Niedersachsen an der Ostgrenze des Landkreises Leer ca. 12 km nordwestlich der Stadt Westerstede (Abb. 1). Unmittelbar im Norden und Osten grenzen die Landkreise Wittmund und Friesland an das Naturschutzgebiet (NSG), etwa 2 km südöstlich befindet sich das „Drei-Länder-Eck" der Landkreise Leer, Friesland und Ammerland.

In der näheren Umgebung sind die Ortschaften Stapelermoor, Oltmannsfehn, Bentstreek und Ruttelerfeld zu finden, deren Flurstücke bis unmittelbar an die Gebietsgrenze reichen.

Bei dem Untersuchungsgebiet in dieser Arbeit handelt es sich um das Naturschutzgebiet Lengener Meer, NSG-Nr. WE 101, in der Begrenzung der Schutzgebietsausweisung von 1940 (Abb. 2). Die Erweiterungsflächen im Norden, die 1982 dem NSG hinzugefügt wurden, bleiben hier unberücksichtigt. Bei diesen Flächen handelt es sich um extensiv bewirtschaftetes Grünland, das als Pufferzone dient und auch avifaunistischen Wert besitzt. Es wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht in die Geländearbeit einbezogen, da alle Untersuchungen in der nicht in Kultur genommenen Restmoorfläche vorgenommen wurden.

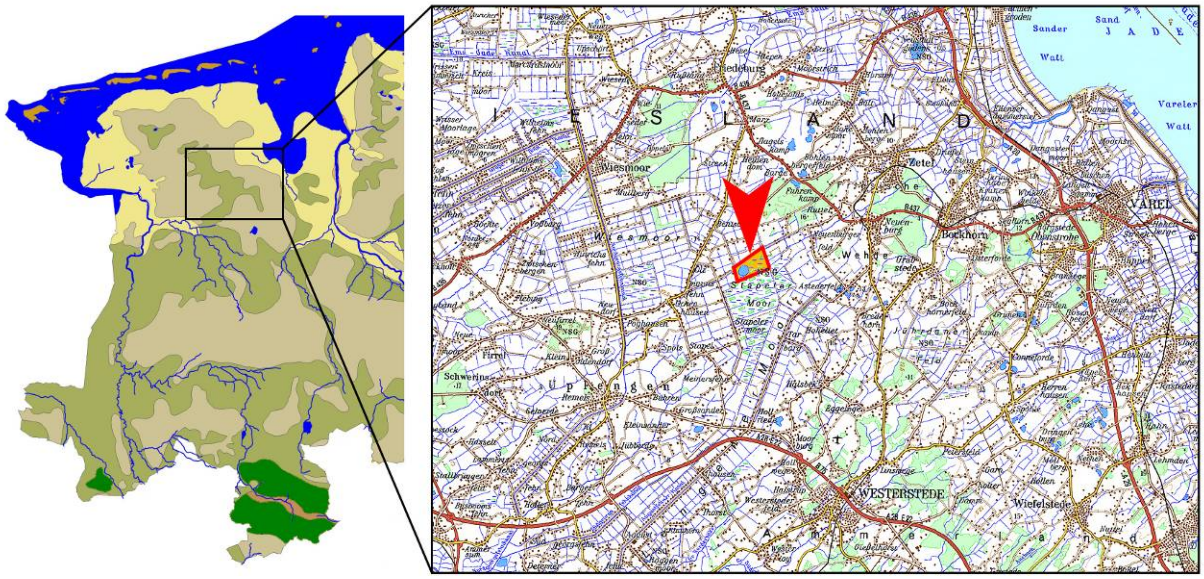


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets. Auszug aus der topographischen Karte 1:200000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

Das Schutzgebiet im engeren Sinne hat eine Größe von 140,6 ha und einen annähernd rechteckigen Umriss, es bildet den nördlichen Rand des Stapeler Moor-Komplexes. Im Westen befindet sich das Lengener Meer mit einer Fläche von 22,6 ha bei einem Durchmesser von ca. 500 m, die maximale Tiefe beträgt nur 0,8 m (NLWK 2001). Nordöstlich vom Meer befindet sich am Gebietsrand ein schmaler Streifen mit Birkenwald, an den sich zum Meer hin größere Flächen mit Gagelgebüsch anschließen. Die übrige Moorfläche ist überwiegend offen und nur mit vereinzelten Kiefern oder Birken bestanden, daneben gibt es auch hier Bereiche mit Gagelgebüsch. Eingestreut in diese Fläche sind kleine und größere Kolke, die bis auf zwei inzwischen vollständig verlandet sind. Die Geländeoberfläche ist nicht durch Torfstiche beeinträchtigt, jedoch hat eine mehrhundertjährige Nutzung durch Buchweizenanbau auf der gesamten Fläche ein streifenförmiges Relief und ein Wegenetz hervorgerufen, das heute noch sichtbar ist (Abb. 22, S. 32).

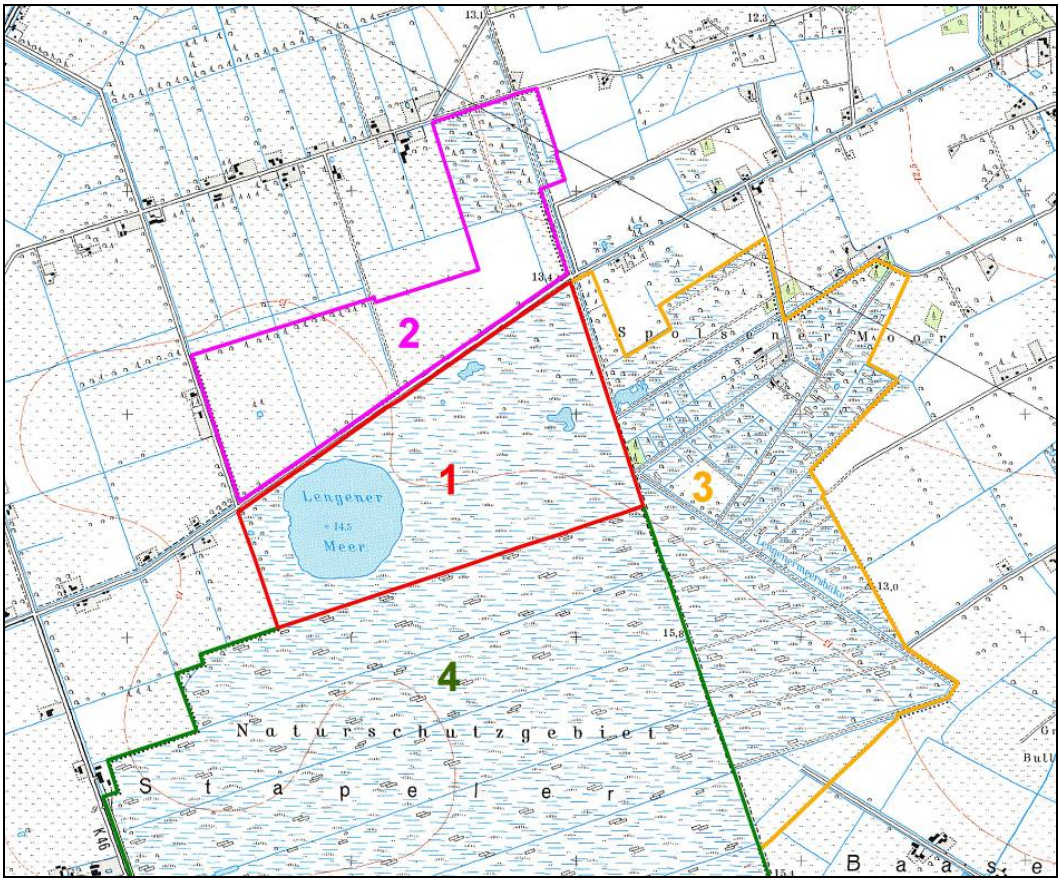


Abb. 2: Grenze des NSG Lengener Meer und der umgebenden Naturschutzgebiete. Auszug aus der topographischen Karte 1:25000 © LGN.

1. NSG Lengener Meer (WE 101), erste Schutzgebietsfassung von 1940.
2. NSG Lengener Meer (WE 101), Gebietserweiterung 1982.
3. NSG Spolsener Moor (WE 176).
4. NSG Stapeler Moor (WE 143), Nordteil.

Westlich des Untersuchungsgebiets befinden sich landwirtschaftliche Nutzflächen in Form von extensiven Weiden, Intensivgrünland und Äckern; südlich grenzt das Torfabbaugebiet Stapeler Moor mit einer Größe von ca. 560 ha an das Untersuchungsgebiet. Dieses ist inzwischen vollständig abgebaut und wurde ebenfalls als Naturschutzgebiet ausgewiesen (WE 143), mittlerweile ist dort auch eine Wiedervernässung eingeleitet worden. Dennoch besteht zum Lengener Meer hin eine entwässernde Wirkung, da der Geländeunterschied zwischen den beiden Gebieten mehrere Meter beträgt. Im Osten schließt sich ebenfalls direkt ein Naturschutzgebiet an, das Spolsener Moor (WE 176) mit einer Größe von 245 ha. Im Gegensatz zum Lengener Meer wurde hier sporadisch bäuerlicher Handtorfstich betrieben, die Geländeoberfläche ist dementsprechend unregelmäßig und einige tiefe Torfstiche unmittelbar an der Gebietsgrenze haben ebenfalls eine stark entwässernde Wirkung auf das Untersuchungsgebiet.

1.2. Der Stapeler-Moor-Komplex

Der gesamte ursprüngliche Moorkomplex des nordöstlichen Teils des Ostfriesischen Zentralmoors wird in dieser Arbeit vereinfacht als „Stapeler-Moor-Komplex" bezeichnet. Er beinhaltet ganz oder teilweise die Teilgebiete Lengener-, Stapeler-, Friedeburger Wies-, Spolsener-, Herren-, Neuenburger und Baasenmeers Moor. In vielen älteren Quellen und Karten finden sich annähernd synonym zu diesem Hochmoorkomplex die Begriffe „Nördliches Grenzmoor", „Östliches Grenzmoor", „Lengener Moor", und „Westersteder Moor".
Der Stapeler-Moor-Komplex wird hier folgendermaßen geographisch abgegrenzt: Im Süden geht das Stapeler Moor bei einer ca. 1 km breiten Einschnürung in das Südgeorgsfehner Moor über, als Südgrenze gilt hier daher die diese schmale Stelle überquerende L24 von Westerstede nach Remels. Im Westen, Osten, Nordosten und Norden bildet jeweils der Geestrand die Begrenzung, während im Nordwesten die L18 von Oltmannsfehn nach Marx als eine künstliche Trennlinie zum westlichen Rest des sich ursprünglich nahtlos anschließenden Ostfriesischen Zentralmoors angesehen wird (Abb. 3).

Alle bisher genannten Schutzgebiete, sowie das NSG Kleines Bullenmeer (WE 076), das NSG Herrenmoor (WE 178, Synonym: Baasenmeers-Moor) und der bisher ungeschützte Südteil des Stapeler Moores sind als FFH-Gebietsvorschlag gemäß Natura 2000 gemeldet worden (Abb. 4).

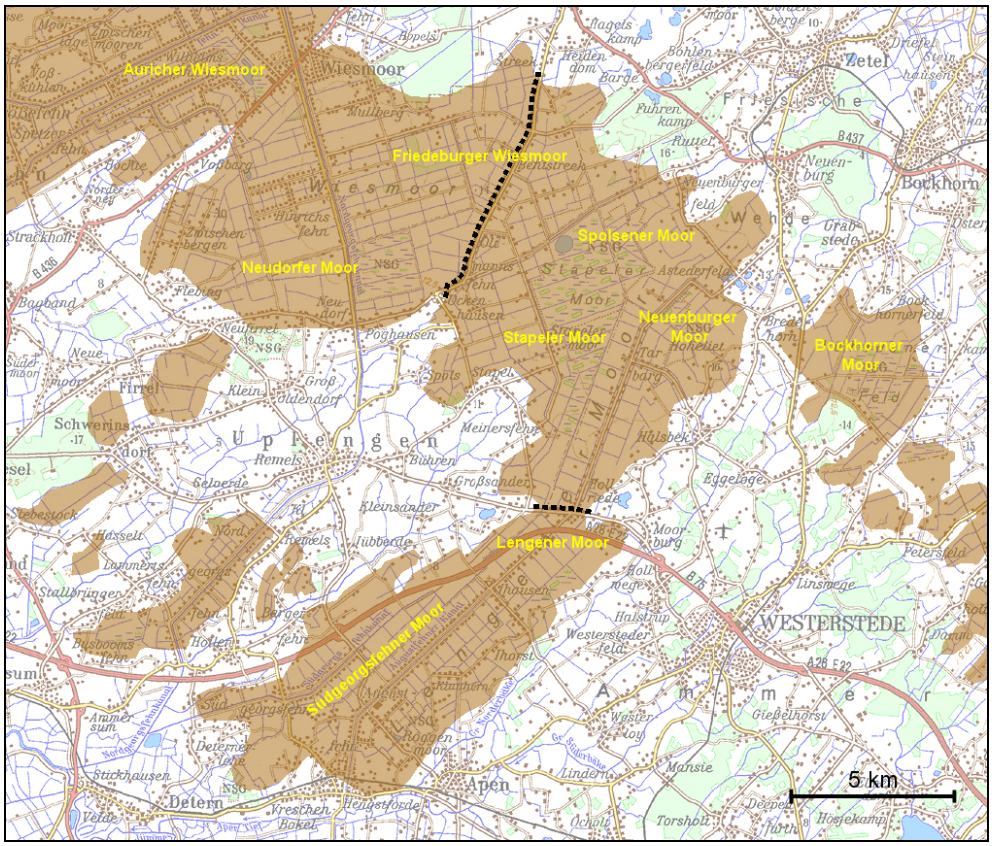


Abb. 3: Abgrenzung des Stapeler-Moor-Komplexes nach Süden und Nordwesten (schwarzgepunktete Linie). Die ursprüngliche Moorverbreitung wurde nach den Bodenübersichtskarten WILDVANG (1922) und NLFB (1997) rekonstruiert. Auszug aus der topographischen Karte 1:200000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

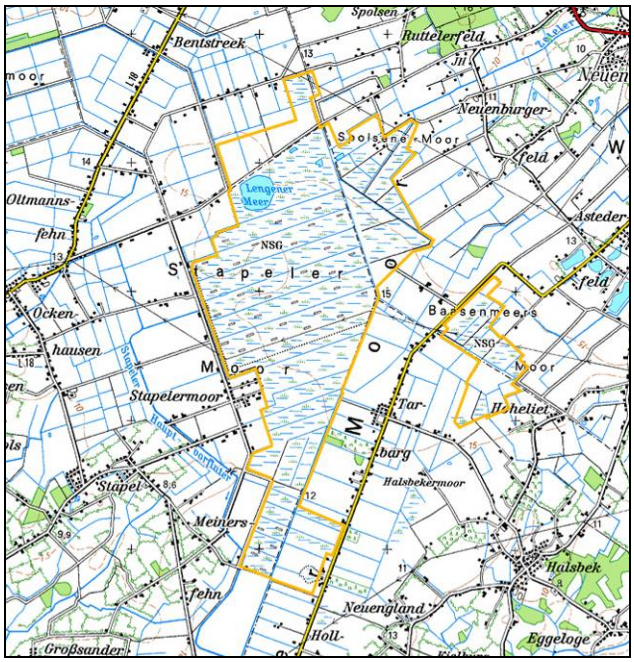


Abb. 4: FFH-Gebietsvorschlag Nr. 10: „Lengener Meer, Stapeler Moor und Baasenmeers Moor", Größe: ca. 1400 ha (gelbe Linie). Auszug aus der topographischen Karte 1:100000 © LGN.

2. Klima

In Ostfriesland ist der feucht-gemäßigte Einfluss der Nordsee deutlich ausgeprägt (Abb. 5). Vorwiegend westliche Winde von der See her bringen hier ganzjährig hohe Niederschläge, milde Winter und relativ kühle Sommer. Dieses Seeklima ist besonders stark im nördlichen Teil ausgeprägt. Dort sind hohe Niederschläge von mehr als 800 mm im Jahresmittel zu verzeichnen (Daten vom DWD, 2006), so zum Beispiel Aurich mit 824 mm oder Esens mit 840 mm (Jahresmittelwerte 1961-1990). Nach Süden hin nimmt diese Niederschlagsmenge dann sukzessive ab, in Leer beträgt das Jahresmittel nur noch 737 mm und in Oldenburg 750 mm. Die in unmittelbarer Nähe zum Untersuchungsgebiet gelegene Niederschlags-Messstelle Uplengen-Stapelermoor verzeichnete mittlere Regenmengen von ca. 780 mm (s. III.3.3.4.) und liegt damit in etwa zwischen den Werten von Aurich und Oldenburg, was auch exakt ihrer geographischen Lage entspricht. Daher kann das Stapeler Moor noch zu den sogenannten Küstenhochmooren gerechnet werden.
Auch die Luftfeuchte ist in Küstennähe höher: Die Klimastation in Aurich verzeichnete im langjährigen Mittel (1961-1990) eine Luftfeuchte von 85 % gegenüber einem deutlich niedrigeren Wert von Oldenburg mit 81 % (Daten vom DWD, 2006).
Der hohe Wassergehalt der Landschaft im Hochmoorgebiet hat eine zusätzlich erhöhte Luftfeuchtigkeit zur Folge, die allerdings inzwischen durch die Entwässerung der Hochmoore vermutlich nicht mehr so stark ausgeprägt ist wie in der ursprünglichen Naturlandschaft. So wird in alten Landschaftsbeschreibungen die „neblige Luft" als Charakteristikum der moorbeherrschten Gebiete dargestellt (WEBER 1902, WESTERHOFF 1936). Auch jüngere Daten belegen den höheren Nebelreichtum der küstennahen Gebiete: Im langjährigen Jahresmittel wurden in Aurich 567 Nebeltage registriert, während Oldenburg mit 446 Nebeltagen deutlich weniger aufweist (Daten vom DWD, 2006).

Temperaturunterschiede sind in Nordwestdeutschland nicht sehr stark ausgeprägt, das langfristige Jahresmittel liegt zwischen 8,5 und 9,0 °C. Nennenswert wärmer wird es erst im südlichen Niedersachsen und in westlicher Richtung jenseits der niederländischen Grenze.
Die Anzahl der Frosttage ist allerdings im Hochmoorgebiet deutlich höher als in der Umgebung, was mit der geringen Wärmekapazität der Torfkörper zusammenhängt und daher eine kleinklimatische Abweichung vom Großklima darstellt. So kommt es hier auch häufiger zu Früh- und Spätfrösten.

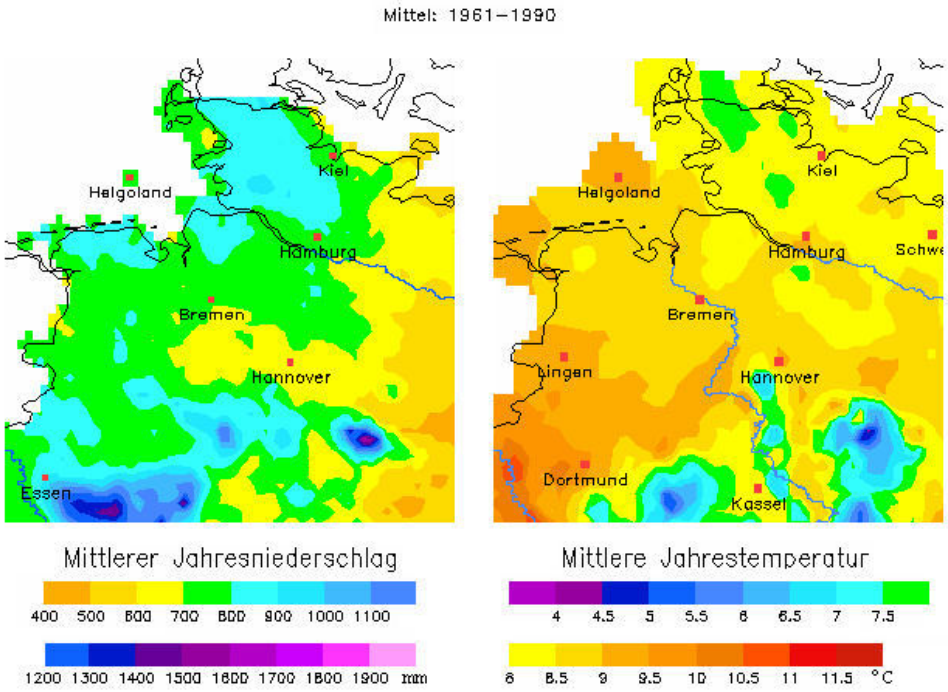


Abb. 5: Klimakarten von Nordwestdeutschland (www.klimadiagramme.de (2006), verändert).

Die dargestellten Klimabedingungen sind optimal für die Hochmoorbildung, da die hohen Niederschläge die für das Wachstum der Torfmoose notwendige Feuchtigkeit bringen. Zugleich schränken die relativ kühlen Sommer die Verdunstung ein, so dass die abgestorbene organische Substanz der Moore nicht zersetzt wird, sondern aufgrund des wassergesättigten Milieus zu mächtigen Torflagern akkumuliert.

3. Landschaftsmerkmale

3.1. Naturraum

Im nordwestlichen Teil von Niedersachsen lassen sich mehrere naturräumliche Einheiten unterscheiden (Abb. 6, Abb. 7). Den Kern der Landmasse bildet ein glazial geprägter Geestschild, die Oldenburgisch-Ostfriesische Geest, die sich in etwa 80 km Länge von der Stadt Oldenburg nach Nordwesten bis zur Stadt Norden und nach Westen bis an die Ems bei Papenburg ausdehnt. Der Geestrücken ist annähernd ellipsenförmig und besitzt im Südosten die größte Höhe mit ca. 15-17 m; er fällt zu allen Seiten hin allmählich ab.

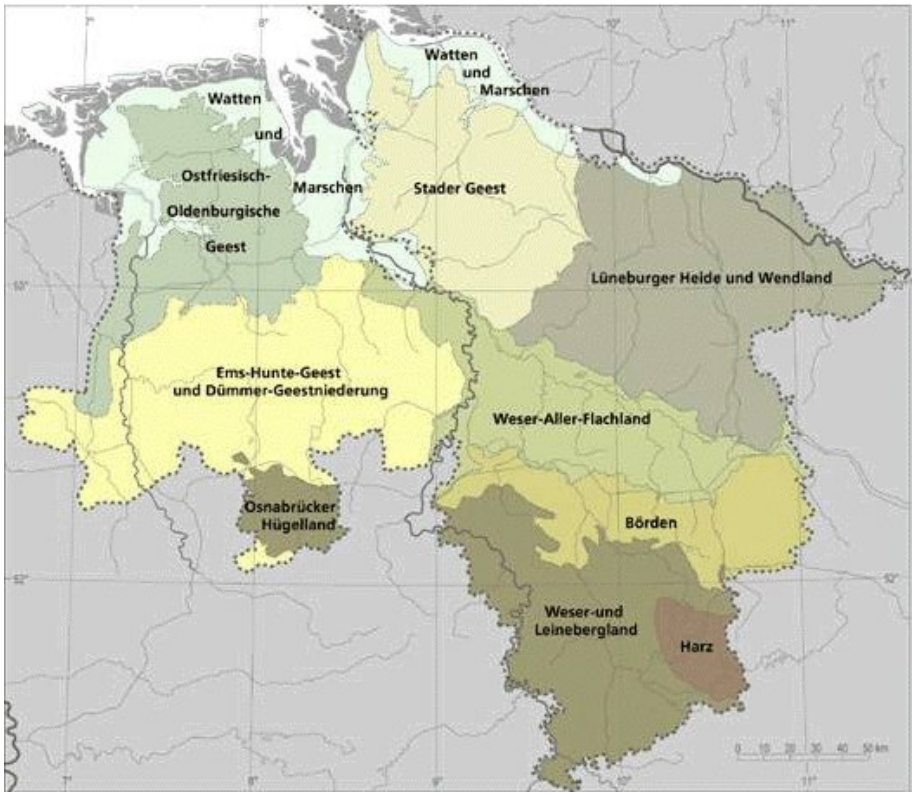


Abb. 6: Naturräumliche Gliederung von Niedersachsen (NLWKN 2005).

Die Geest ist umgeben von der Küstenmarsch mit den Watten und den Ostriesischen Inseln im Norden, den Flussmarschen der Ems im Westen und der Weser im Osten. Im Übergangsbereich zur Ems-Hunte-Geest im Süden findet sich die Leda-Jümme-Niederung.

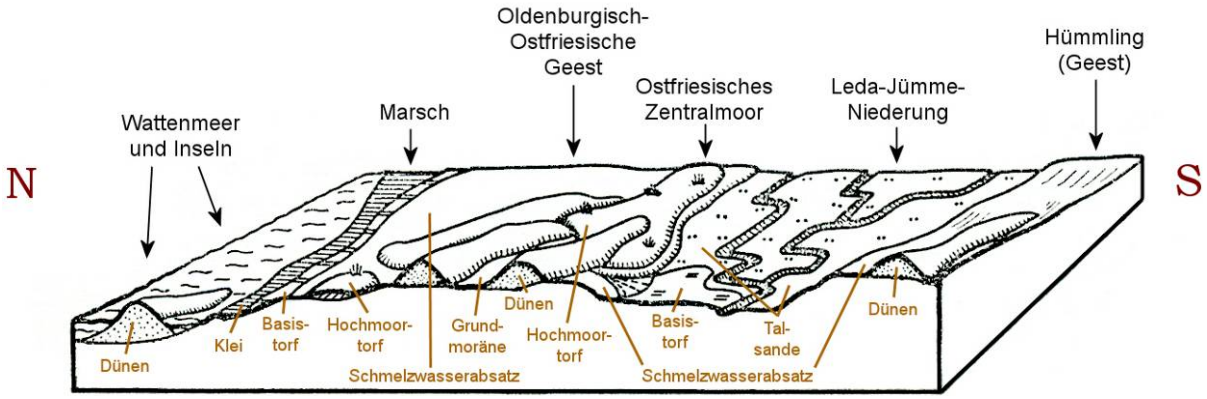


Abb. 7: Querschnitt durch die Oldenburgisch-Ostfriesische Geest von Nord nach Süd (Abb. nach JANSSEN (1967), verändert).

3.2. Geologie

Die Landschaft der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest wurde vor allem durch die quartären Eiszeiten geprägt. Zuletzt überformte das Eis während der Saale-Eiszeit (380.000-120.000 v. Chr.) die Geestoberfläche und hinterließ in Ostfriesland großflächige Grundmoränen-Ablagerungen (WILDVANG 1929). Darüber hinaus entstanden am Geestrand schon unter dem Eis alternierende Erosionsrinnen in nordost-südwestlicher Richtung, die bis heute die Entwässerungsrichtung vorgeben. Während der Eisschmelzen entstanden die großen Talungen der Wesermarsch und der Hunte-Leda-Niederung.
In der folgenden Weichsel-Eiszeit (72.000-11.500 v. Chr.) wurde das Gebiet nur indirekt durch das entstandene Kälteklima beeinflusst. Frostwechselprozesse wie Solifluktion und äolische Umlagerungsprozesse mit Bildung von Binnendünenfeldern überlagerten teilweise die glazialen Geschiebeoberflächen und machten den Untergrund noch unebener (PFAFFENBERG 1939).
Im Holozän wurden die glazialen Talauen weiter erodiert und gleichzeitig durch die fluviatilen Ablagerungen von stromaufwärts wieder aufgefüllt. In diesen Wärmezeiten beginnt auch die Entstehung der Hochmoore, die sowohl in den großen Niederungen als auch in Mulden und Schmelzwasserbetten auf den Geestplateaus stattfand (SCHÜTTE 1913).
Das Oldenburgisch-Ostfriesische Hochmoorgebiet („Ostfriesisches Zentralmoor") stellt dabei eine Vermoorung des Oldenburgisch-Ostfriesischen Geestplateaus auf dem Geestrücken und der südwestlichen Geestabdachung dar, dessen Ausdehnung ca. 1200 km^2 beträgt und die sich aus mehreren Hochmoorkomplexen zusammensetzt. Diese entstanden im Verlauf der Jahrtausende aus Einzelmooren, die über die zunächst trennenden Bodenwellen zusammenwuchsen. Die charakteristische Ausformung vieler dieser Einzelmoore in nordost-südwestlicher Richtung mit ihrer überwiegend schmal-länglichen Gestalt spiegelt die Oberflächengliederung der Geest deutlich wider.
Der Stapeler-Moor-Komplex befindet sich ziemlich genau auf dem Plateau der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest. Im Nordost-Südwest-Schnitt befindet es sich genau in der Mitte der Geestplatte, im Nordwest-Südost-Schnitt ist es auf etwa 1/3 vom Südostrand her gesehen lokalisiert (Abb. 8).

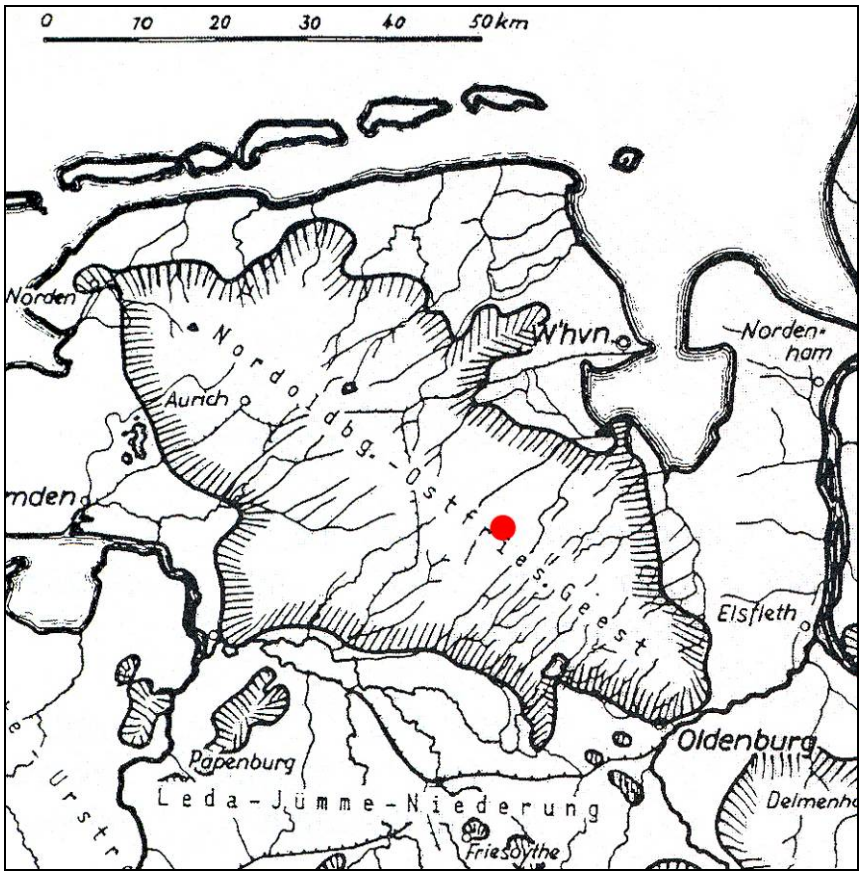


Abb. 8: Abgrenzung der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest und Lage des Stapeler Moores (roter Punkt). Aus HARTUNG (1994), verändert.

3.3. Hydrologie der Großlandschaft

Der Morphologie des Geestschildes entsprechend stellt der Geestrücken die Wasserscheide der Landschaft dar (Abb. 9). Die Südwestabdachung der Geest entwässert vorwiegend in die Ems, die Leda-Jümme-Niederung und zu einem geringen Teil in die Hunte, während die Fließgewässer der Nordostabdachung in die Nordsee und in den Jadebusen münden. Hier finden sich zu beiden Seiten der Geestmitte viele kleine Geestbäche, die annähernd parallel zueinander verlaufen und so im Holozän eine Parallelrückenlandschaft formten. Im Bereich des Stapeler-Moor-Komplexes sind die natürlichen Hauptwasserzüge das Friedeburger Tief im Norden und das Zeteler Tief im Nordosten, welche beide in den Jadebusen münden. Die Große Norderbäke im Südosten entwässert über das Aper Tief in die Jümme, während die Hollener Ehe im Südwesten und die Poghauser Ehe (im Unterlauf: Holtlander Ehetief) im Westen ursprünglich direkt in die Jümme mündeten. Diese Geestbäche oder ihre Nebenarme standen auch mit den Entwässerungsrüllen der Hochmoore in Verbindung (s. II.4.2.).

Die natürliche Entwässerung ist allerdings durch den Bau von Kanälen (17. bis 20. Jahrhundert), die hauptsächlich zur Kultivierung der Hochmoore eingerichtet worden sind, stark überformt worden (Abb. 9). So wurde durch den ab 1906 begründeten Nordgeorgsfehn-Kanal der Unterlauf der Hollener Ehe kanalisiert und eine Vorflut für den nordwestlichen Teil des Stapeler Moor-Komplexes geschaffen (Anbindung über den Friedburger Wiesmoorschloot). Der ebenfalls durch den Nordgeorgsfehn-Kanal angeschnittene Oberlauf der Poghauser Ehe wird hingegen durch ein Pumpwerk unter dem Kanal hindurchgeführt und fließt danach in seinem natürlichen Bett weiter.

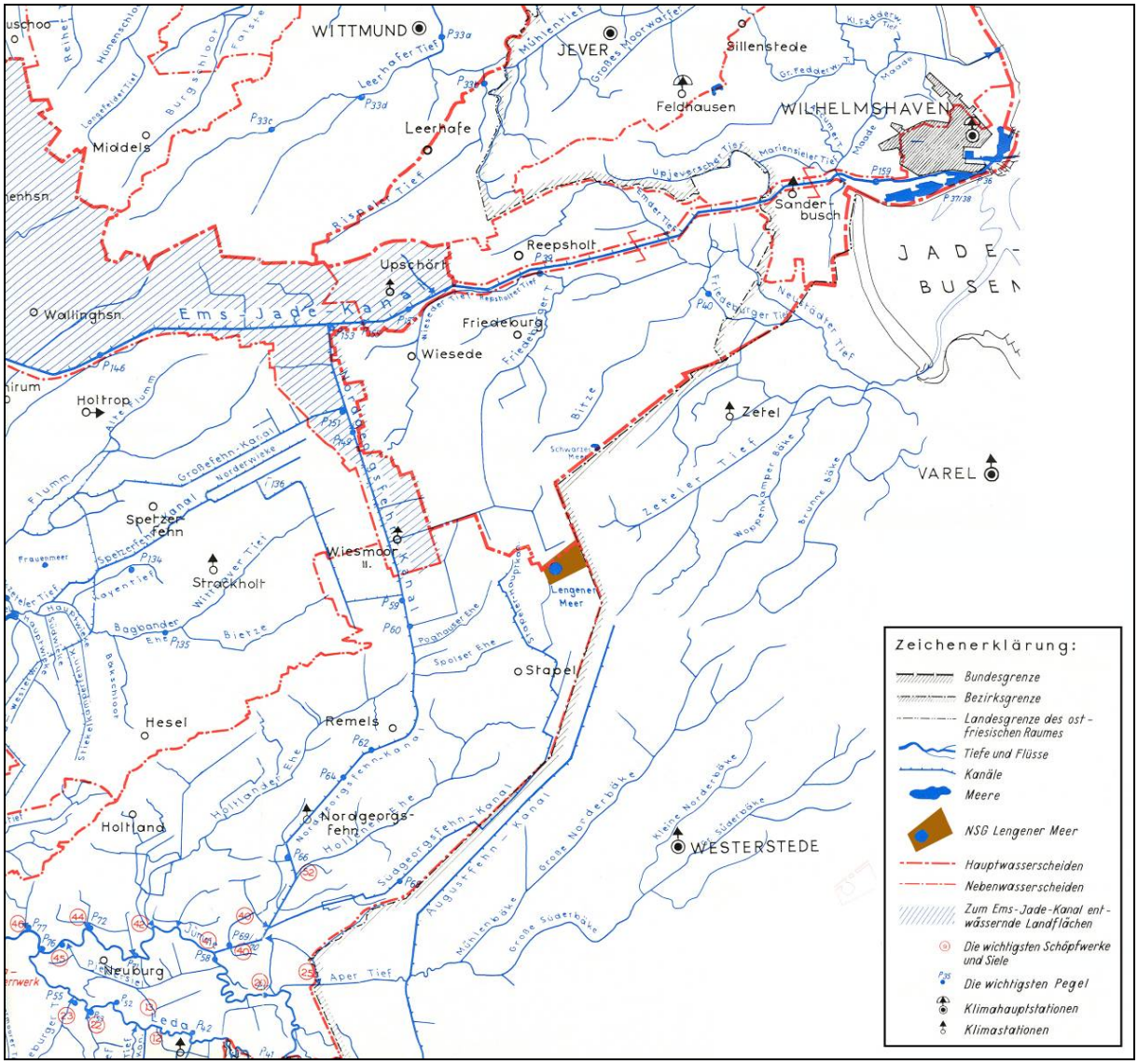


Abb. 9: Gewässerkarte vom östlichen Teil Ostfrieslands und den angrenzenden Kreisen Ammerland und Friesland. (Ausschnitt der Kartenbeilage aus JANNSEN (1967), verändert).

Durch den Bau des Stapeler Hauptvorfluters (1921-1925), der sich in den Südgeorgsfehnkanal (1825) verlängert, wurde ein künstlicher Vorfluter speziell für die Entwässerung des südlichen und westlichen Stapeler-Moor-Komplexes geschaffen. Annähernd parallel dazu erfüllt der Augustfehnkanal seit 1846 diese Funktion im Südosten und Osten des Gebiets.

Im Zuge dieser Kanalbauten, der Kultivierung und Besiedelung der Hochmoore und der Flurbereinigungen wurden im 19. und 20. Jahrhundert viele Bäken begradigt und zahlreiche neue Vorfluter für das Gebiet eingerichtet. Dadurch wurde auch im gesamten Stapeler-Moor-Komplex und seiner Umgebung das Grundwasser stark abgesenkt (Abb. 10).

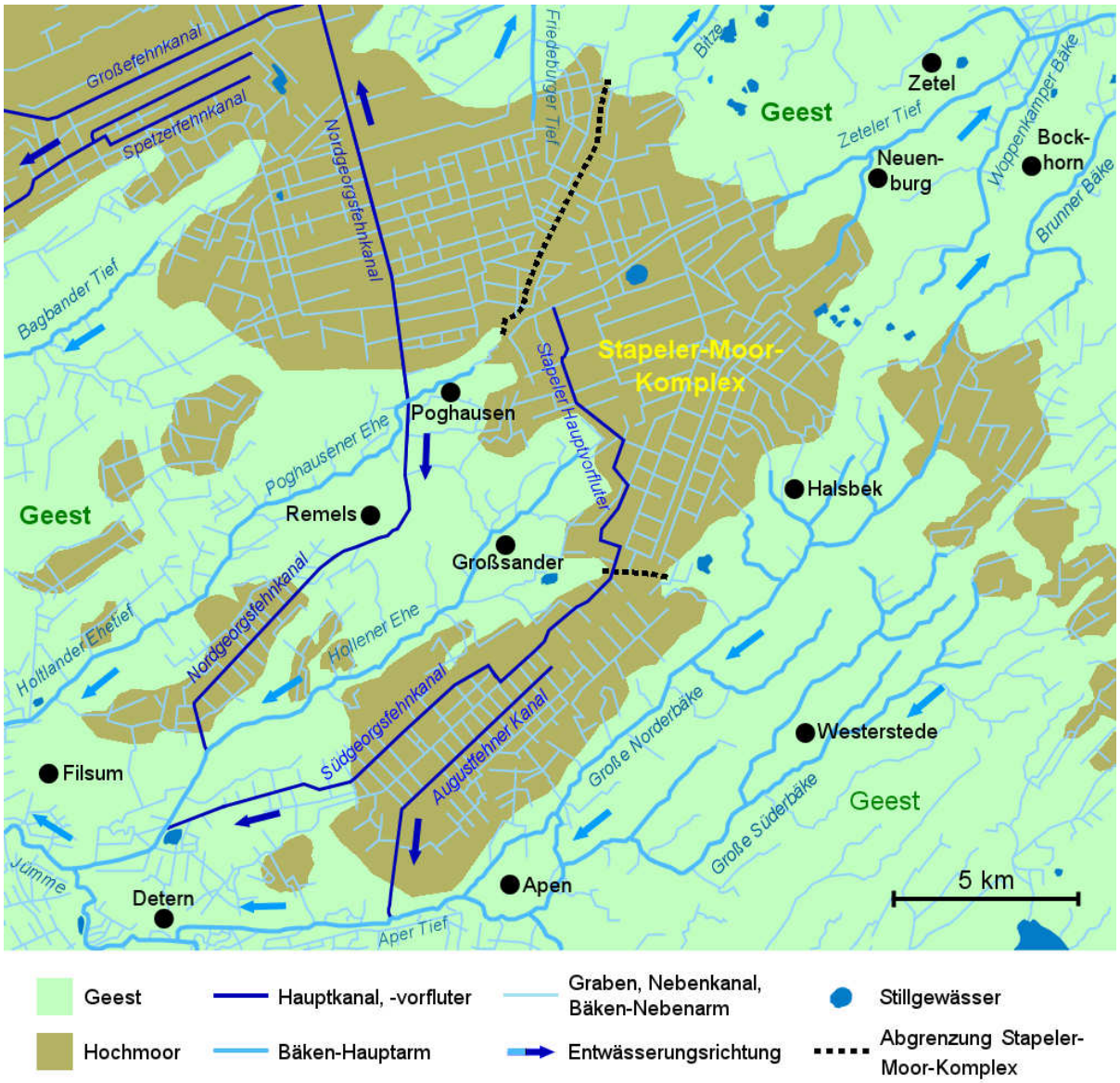


Abb. 10: Gewässerkarte des Stapeler-Moor-Komplexes und seiner Umgebung. Die ursprüngliche Moorverbreitung wurde nach den Bodenübersichtskarten von WILDVANG (1922) und des NLFB (1997) rekonstruiert, die Nebengewässer (Gräben und kleinere Bäken) sind der Topographischen Übersichtskarte 1:200.000 entnommen. Aufgrund der vereinfachten Darstellung in der TK200 ist die tatsächliche Dichte der Gräben noch wesentlich höher.

3.4. Boden

Ausgangspunkt für die Bodenentwicklung in den ostfriesischen Hochmoorkomplexen sind die pleistozänen Geschiebe- bzw. Schwemmsande, welche später z. T. von holozänen Flug- und Talsanden überdeckt wurden. Hier entstanden in den höheren Bereichen zunächst vorwiegend nährstoffarme Podsolböden, während in den Geländesenken stehende Gewässer mit limnischen Sedimenten oder Niedermoorbildungen vorherrschten (SCHÜTTE 1913).
Durch das Zusammenspiel von Klima und Geomorphologie kam es dann im Holozän zu einer Bodenvernässung, welche die Entstehung der Hochmoore einleitete. Als Ursache der Vernässung wird hauptsächlich die Küstenabsenkung nach der Eiszeit ab ca. 6000 v. Chr. und der damit verbundene Anstau der Geestbäche angesehen (JANSSEN 1967, OVERBECK 1975, BEHRE 1996). Als weitere unterstützende Faktoren sind das ozeanische Klima mit seinen hohen Niederschlägen und das Oberflächenrelief der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest mit ihren ausgedehnten, flachen Wannen und Dellen zu nennen (BIELEFELD 1924, SCHNEEKLOTH & TÜXEN 1975). Darüber hinaus wurde die Anhebung des Grundwassers auch durch eine Ortsteinbildung in den Podsolböden gefördert (SCHÜTTE 1930, WESTERHOFF 1936, PFAFFENBERG 1939).
So kam es auf der Geest zu einer Ausdehnung der Gewässer und Niedermoorbereiche. Die zunächst noch offenen Gewässer wurden nach Muddebildung und Verlandung ebenfalls durch Niedermoorböden mit Röhricht- oder Bruchwaldvegetation ausgefüllt (WILDVANG 1929). Wenn in den Niedermooren dann die Torfakkumulation soweit fortgeschritten war, dass sich die Oberfläche über das Grundwasserniveau erhob und zunehmend nur noch vom Regenwasser gespeist wurde, kam es durch Verringerung der Nährstoffzufuhr zur Zwischenmoorbildung. Während dieser Phase erfolgte der sukzessive Wechsel von Röhricht- und Bruchwaldtorfen zu reinen Hochmoortorfen, die zum größten Teil aus Torfmoosen bestanden (SCHÜTTE 1913). Daneben entstanden auch unmittelbar „wurzelechte" Hochmoore auf der vernässten Geest durch laterales Wachstum des Moorkörpers (BEHRE 1996), der dabei Kiefern-, Eiben- oder Eichenmischwälder unter sich begrub (JONAS 1934, PETZELBERGER et al. 1999). Durch die starke kapillare Wasserleitfähigkeit der Torfmoose konnte sich das Hochmoor weit über den Grundwasserspiegel hinaus erheben, so dass im Laufe der Zeit in Ostfriesland Torfmächtigkeiten von bis zu 6 m erreicht werden konnten (WILDVANG 1929, PFAFFENBERG 1939, SCHNEEKLOTH & TÜXEN 1975).
Im Bereich des Stapeler-Moor-Komplexes kam es vermutlich im südlichen Bereich zu einer Moorbildung in einer Bäkenniederung, die vom wachsenden Hochmoor beiderseits ausgefüllt wurde und dadurch schließlich verschwand. Auf der bis zu 15 m hohen Geestkuppe im Bereich des Stapeler- und Spolsener Moores entstand das bis zu 3,2 m mächtige Hochmoor

hingegen durch Versumpfung der Geestmulden mit anschließender Transgression (SCHÜTTE 1913, PFAFFENBERG 1939, SCHNEEKLOTH & TÜXEN 1975, PETZELBERGER et al. 1999).

In Nordwestdeutschland begann die Entstehung der Hochmoore in dem feucht-warmen Klima des Atlantikums ab etwa 5000 v. Chr. In der folgenden warm-trockenen Periode des Subboreals wurde der bisher entstandene Torf stark zersetzt (Schwarztorf). Ab dem Subatlantikum entstand erneut schwach zersetzter Weißtorf (WILDVANG 1929) bis zur heutigen Zeit. Der mehr oder weniger scharfe Übergang zum Weißtorf wurde zunächst als „Grenzhorizont" einer Trockenperiode gedeutet (WEBER 1907). Spätere Datierungen dieses Horizontwechsels ergaben jedoch, dass dieser in den Hochmooren nicht annähernd zeitgleich auftritt (AVERDIEK et al. 1980).

Die Hochmoore dehnten sich in den folgenden Jahrtausenden durch Transgression randlich immer weiter aus und überwuchsen dabei die anderen Vegetations- bzw. Bodentypen (WEBER 1902, SCHÜTTE 1913, BIELEFELD 1924). So kam es dazu, dass einzelne Moore zu großen Moorkomplexen zusammenwuchsen und ganze Großlandschaften (bis zum Beginn der industriellen Torfnutzung) in den oberen Schichten nur aus Hochmoortorf bestanden. Erst jenseits der Hochmoorgrenzen fanden sich auf der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest dann auch landschaftstypische Mineralböden wie Podsole, Pseudogleye und Gleye (Abb. 11).

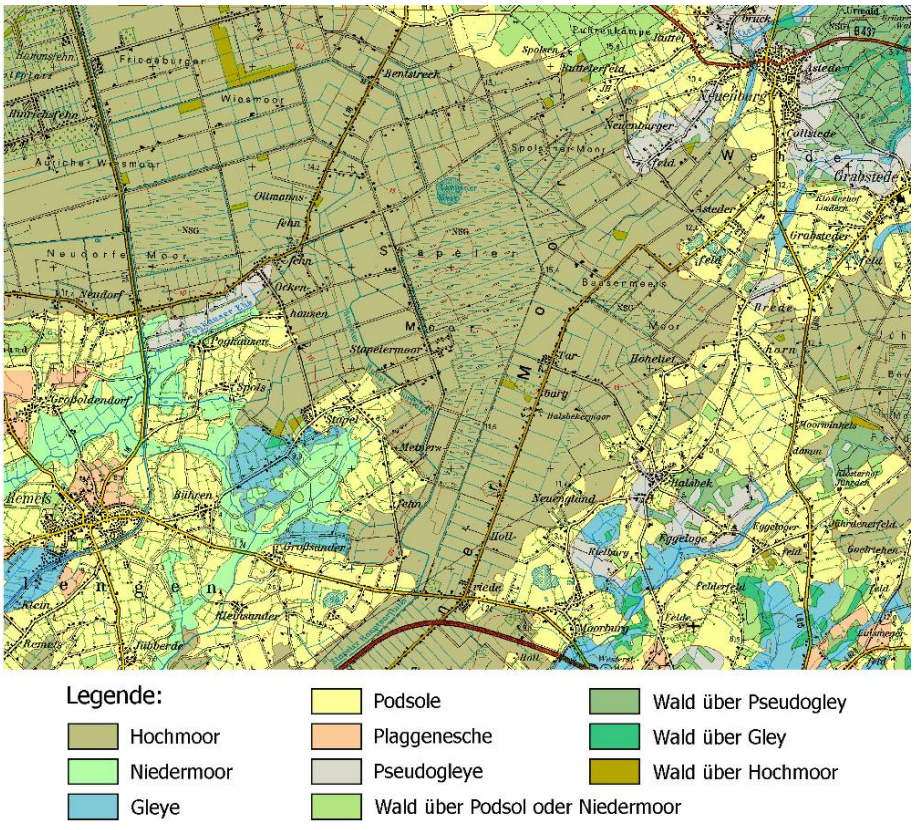


Abb. 11: Bodenübersichtskarte, Maßstab 1:50000. Darstellung auf der Grundlage von Daten des Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS, mit Erlaubnis des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Hannover.

4. Landschafts- und Nutzungsgeschichte des Stapeler-Moor-Komplexes

4.1. Einführung

Eine umfassende ökosystemare Analyse eines beliebigen Geländeausschnittes in Mitteleuropa kann nur fundierte Ergebnisse bringen, wenn die Geschichte der Landschaft berücksichtigt wird. Das nordwestdeutsche Tiefland besteht zum größten Teil aus Kulturlandschaft, die vom Menschen über Jahrtausende aus der Naturlandschaft durch mehr oder weniger tiefe Eingriffe geschaffen worden ist (KÜSTER 1999). Durch die zunehmende Siedlungstätigkeit wurde die ursprüngliche Landschaft nach und nach umgeformt, so dass der Anteil der unberührten Landschaftsteile immer kleiner wurde und schließlich bis auf relativ wenige, überwiegend kleine Reste zusammenschrumpfte. Doch auch auf diese strukturell nicht umgeformten Reste der Naturlandschaft übte der Mensch seinen Einfluss aus, indem er deren Ressourcen entweder direkt oder indirekt über seine Tiere nutzte.

Neben den Hochmooren sind die Wälder dafür ein gutes Beispiel. Deren nicht in Kultur genommene Restflächen wurden schon seit der Steinzeit vom Menschen genutzt und stetig u. a. durch Holzentnahme, Streuentnahme und Beweidung degradiert. Erst mit den soziokulturellen Strukturveränderungen der Neuzeit verbesserte sich die Situation durch eine Trennung von Wald und Weide und die nun planmäßig geregelte Holznutzung durch die moderne Forstwirtschaft (POTT 1993, HÄRDTLE et al. 2004). Die Rückentwicklung der Wälder zu einem der Naturlandschaft ähnlichen Zustand ist allerdings erst seit der Einrichtung von Naturwaldreservaten in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts möglich. In diesen Schutzgebieten wurde jegliche Nutzung aufgegeben, so dass nun nur noch indirekte anthropogene Einflüsse auf diese Flächen wirken können. Aber gerade diese indirekten Einflüsse, die mit dem Beginn der Neuzeit zusätzlich auf die Naturlandschaftsreste zu wirken begannen, stellen heute ein großes Problem für den Schutz dieser Gebiete dar. Insbesondere die effizientere Entwässerung der Landschaft und die Eutrophierung der Luft und des Grundwassers als Folge der Industrialisierung und der Intensivierung der Landnutzung beeinflussen auch die in Schutzgebieten vor direktem Einfluss geschützten Landschaftsteile (TWENHÖVEN 1992, EBER 2001).

Solche Überbleibsel der ursprünglichen Naturlandschaft stellen auch die nicht abgetorften Hochmoor-Reste dar. Die oben kurz skizzierten anthropogenen Einflüsse stellen insbesondere für die empfindlichen Hochmoore wichtige Schlüsselfaktoren für die Entwicklung der Schutzgebiete dar. Aus diesem Grunde soll zunächst einleitend die Entwicklung des Stapeler-Moor-Komplexes im Allgemeinen und die Geschichte des Naturschutzgebiets Lengener Meer im Speziellen ausführlich dargelegt werden.

4.2. Frühgeschichte: Das „Ur-Hochmoor"

Die geologisch-topographische Ausgangsituation und die klimatischen Bedingungen zur Entstehung der Hochmoore auf der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest wurden bereits in den vorherigen Kapiteln dargestellt.
Es ist heutzutage sehr schwierig, sich ein Bild von der ursprünglichen Hochmoorlandschaft zu machen, da alle Moore mehr oder weniger starken Veränderungen unterworfen wurden. Während der Kultivierung wurde in Nordwestdeutschland kein einziges Hochmoor in seiner ursprünglichen Ausdehnung und seinem ungestörten Charakter erhalten. Daher können nur alte Karten und Landschaftsbeschreibungen und frühe wissenschaftliche Arbeiten wie sie z. B. über die noch lange im naturnahen Zustand erhalten gebliebene Esterweger Dose existieren, ein ungefähres Bild der Hochmoor-Naturlandschaft zeichnen. Anhand dieser Quellen soll im Folgenden versucht werden, die ursprüngliche Gestalt des Stapeler-Moor-Komplexes zu rekonstruieren (Abgrenzung s. II.1.2.). Dabei wird die Vegetation der Struktureinheiten hier nur beispielsweise und ohne Anspruch auf Vollständigkeit aufgeführt, um einen bildhafteren Eindruck der Landschaft zu vermitteln. Eine ausführliche Auseinandersetzung mit der historischen und aktuellen Vegetation des Untersuchungsgebiets erfolgt im Ergebnisteil.

Der Stapeler-Moor-Komplex hatte vermutlich bis zum Beginn der Torfnutzung im Mittelalter seine größte Ausdehnung erreicht. Als „Nördliches Grenzmoor" bildete es zusammen mit dem Südgeorgsfehner Moor einen schmal-länglichen Streifen von 1-4 km Breite in südwest-nordöstlicher Ausdehnung und stellte somit eine natürliche Barriere zwischen Ostfriesland und dem Oldenburger Land dar (Abb. 3, S. 6; Abb. 28, S. 41). Dementsprechend wurden auch die administrativen Grenzen mittig entlang dieses Grenzbandes eingerichtet.
Zum Norden hin breitete sich das Moor trichterförmig zum Neuenburger Geestrand hin mit einer maximalen Breite von ca. 8 km aus. Während ihrer Transgression war der Komplex im Laufe der Jahrtausende im Nordwesten auf einer Länge von ca. 4,5 km mit dem Wiesmoor-Komplex verschmolzen und somit ein Teil des Ostfriesischen Zentralmoors geworden.

Die Morphologie und Struktur solcher „Urhochmoore" wurde erstmals von WEBER (1902) ausführlich wissenschaftlich beschrieben. Bei seinem Untersuchungsgebiet handelt es sich zwar um ein Hochmoor im Memeldelta, das aufgrund seiner entfernten Lage sicherlich in den klimatischen, vegetationskundlichen und strukturellen Details von den nordwestdeutschen Mooren abweicht, dennoch können aus den anschaulichen Beschreibungen zumindest die allgemeingültigen Merkmale von ursprünglichen Hochmooren abgeleitet werden. Darüber hinaus zieht der Autor auch immer wieder Vergleiche zu nordwestdeutschen Mooren, die ihm

ebenfalls sehr gut bekannt waren. Daher wird die Naturlandschaft in diesem Kapitel vorwiegend anhand dieser grundlegenden Arbeit rekonstruiert, ergänzt durch Angaben aus späteren Arbeiten.

Vom Stapeler-Moor-Komplex gibt es so gut wie keine Aufzeichnungen über seine ursprüngliche Gestalt. Höchstwahrscheinlich handelte es sich um einen tischebenen Hochmoorrücken mit flach gewölbten Flanken, der zum Rand hin in ein etwas stärker geneigtes Randgehänge mit Zwischenmoorcharakter überging und schließlich im Kontakt zur Geest einen niedermoorartigen Randsumpf aufwies oder zu dieser mehr oder weniger allmählich überleitete. Diese „uhrglasförmige" Gestalt fand sich, abgewandelt entsprechend der örtlichen Topographie, in fast allen nordwestdeutschen Regenhochmooren wieder (SCHÜTTE 1913, EGGELSMANN 1967).

Auf dem Hochmoorplateau befanden sich zerstreut kleine bis sehr große Moorseen (Kolke, größere wurden überwiegend „Meere" genannt), unter denen das Lengener Meer mit 23 ha die zweitgrößte Fläche aufwies. Etwa doppelt so groß war das Große Bullenmeer bei Astederfeld, während weitere große Kolke wie das Kleine Bullenmeer, das Beent Meer oder das Poghusener Meer wesentlich kleiner waren (Abb.13, S. 22). Daneben gab es sicherlich eine Vielzahl nicht kartographisch erfasster kleiner Kolke, wie man sie auch heute noch im NSG Lengener Meer beobachten kann (Abb. 52, S. 110). Wie die Kolke im NSG Lengener Meer wiesen vermutlich auch die übrigen Moorseen nur eine geringe Tiefe auf; jene mit kleiner Flächengröße trockneten in regenarmen Zeiten wohl auch gelegentlich aus (WEBER 1902).
Es gibt verschiedene Erklärungsansätze über die Entstehung dieser „Mooraugen". Bei den größeren Seen mit einem Gewässerboden aus mineralischem Untergrund wird beispielsweise vermutet, dass diese an einer aus der umgebenden Niederung herausragenden Geestkuppe entstanden sind. An dessen Hang wuchsen die Torfmoose schneller senkrecht empor, als sie sich horizontal ausbreiten konnten. So blieb eine offene Wanne in dem wachsenden Hochmoor zurück, die sich mit Oberflächenwasser füllte, bevor die Torfmoose die Kuppenfläche voll ausfüllen konnten (SCHÜTTE 1913). Darüber hinaus wurde angenommen, dass dieser Vorgang auch dort stattgefunden hat, wo benachbarte Moore durch Transgression zusammenwuchsen (BIELEFELD 1924), oder in quelligen Bereichen mit stärkeren Wasseraustritten (SCHÜTTE 1913). SCHNEEKLOTH & TÜXEN (1975) berichten hingegen von ehemaligen Seebecken im Untergrund des Stapeler-Moor-Komplexes die darauf hin deuten, dass die größeren Kolke wie das Lengener Meer schon vor der Moorbildung existiert haben.

Unabhängig von der Entstehung haben jedoch alle Kolke gemeinsam, dass sie sich durch Erosionsprozesse am wind- und wellenschlagexponiertem Ostufer und einer gleichzeitigen Verlandung am Westufer langsam aber stetig nach Osten verlagert haben.
Kleinere Kolke entstanden wohl aus größeren Schlenken oder Schlenkensystemen, in denen sich besonders in regenreichen Perioden stagnierendes Oberflächenwasser sammelte. Dieses komprimierte dann durch seine Masse die darunter gelegenen Torfschichten und bewirkte dadurch eine weitere Vertiefung der Hohlform, die daraufhin nicht mehr so schnell trocken fiel. Der dann einsetzende Wellenschlag verhinderte daraufhin die Wiederverlandung, so dass sich das Becken in ein dauerhaftes Kleingewässer umwandelte (WEBER 1902, JONAS 1934).
Abgesehen von den großen Struktureinheiten der Kolke wies die Plateaufläche dieses „Ur-Hochmoores" auch ausgeprägte Mikrostrukturen auf. Großflächig bildeten grün-bräunliche, flachwellige Torfmoosrasen aus *Sphagnum pulchrum* (Schönes Torfmoos), *Sphagnum papillosum* (Warziges Torfmoos) oder *Sphagnum magellanicum* (Mittleres Torfmoos) das Grundniveau auf der Hochfläche. Abgesehen von den dominierenden Torfmoosen konnten in diesen sehr nassen Moosteppichen nur wenige phanerogame Hochmoorspezialisten wie *Eriophorum angustifolium* (Schmalblättriges Wollgras), *Vaccinium oxycoccos* (Moosbeere) oder *Drosera rotundifolia* (Rundblättriger Sonnentau) gedeihen und dort nur lückige Bestände bilden.
Neben dem Grundniveau der vorwiegend ebenen Torfmoosrasen fanden sich gewölbte Erhebungen, die sogenannten Bulten, welche von Torfmoosen wie *Sphagnum imbricatum* (Kamm-Torfmoos), *Sphagnum magellanicum* (Mittleres Torfmoos) oder *Sphagnum rubellum* (Rötliches Torfmoos) oder von *Polytrichum strictum* (Steifes Widertonmoos) oder *Leucobryum glaucum* (Weißmoos) gebildet wurden. Diese über dem Grundwasser gelegenen Standorte boten vor allem für Ericaceen wie *Erica tetralix* (Moorheide), *Empetrum nigrum* (Krähenbeere), *Calluna vulgaris* (Besenheide) oder *Andromeda polifolia* (Rosmarinheide) mit ihrer sauerstoffbedürftigen Mykorrhiza günstigere Wuchsbedingungen. So konnten sie auf den Bulten zur Dominanz gelangen, während sie in den ebenen Torfmoosrasen nur schwache Wuchskraft besaßen. Die Formenvielfalt dieser Bulte reichte von weit streichenden flachwelligen Strukturen bis hin zu vereinzelt stehenden „Termitenhügeln" (WEBER 1902) von bis zu 0,7 m Höhe, die schon von weitem sichtbar waren (Abb. 46, S. 96).
Als Gegenstück dazu fanden sich unter dem Rasenniveau liegende flache Wannen oder Rinnen, die meist von mehr oder weniger flutenden Torfmoosen wie *Sphagnum cuspidatum* (Spieß-Torfmoos), *Sphagnum tenellum* (Zartes Torfmoos) oder *Sphagnum balticum* (Baltisches Torfmoos) ausgefüllt wurden. Dazu gesellten sich höhere Pflanzen wie *Rhynchospora alba* (Weißes Schnabelried), *Eriophorum angustifolium* (Schmalblättriges Wollgras) oder *Dro-*

sera anglica und *D. intermedia* (Langblättriger und Mittlerer Sonnentau). Daneben gab es auch Hohlformen, die offenen Torfschlamm aufwiesen oder eine offene Wasserfläche darstellten und damit zu den kleinen Kolken überleiteten.

Diese Schlenkenkomplexe sorgten neben den Kleingewässern für eine innere Oberflächenentwässerung der nicht mehr kapillar aufnehmbaren Wassermengen der Plateaufläche (WESTERHOFF 1936).

Abgesehen von sehr vereinzelt stehenden *Betula pubescens* (Moorbirken) oder *Pinus sylvestris* (Waldkiefern), die meist sehr niedrig blieben und einen sehr langsamen, verkrüppelten Wuchs aufwiesen (*P. sylvestris* var. *turfosa*), war die zentrale Hochmoorfläche weitgehend baumfrei und bot damit dem Betrachter das Bild einer offenen und weiten Urlandschaft (Abb. 12).

Abb. 12: Die baumlose Zentralfläche eines ungestörten Hochmoores in Nordwestdeutschland. Dieses Foto der Esterweger Dose aus dem Jahre 1930 vermittelt eine anschauliche Vorstellung der ursprünglichen Weite der Hochmoor-Naturlandschaft. Im Vordergrund ein kleiner Kolk, im Hintergrund die Geestkuppe von Esterwegen. (Foto aus: JONAS 1935).

Am Randgehänge des Plateaus wurden die nassen Hochmoorgesellschaften durch etwas trockenere Moorheidegesellschaften abgelöst. Diese umgaben den Moorkomplex ringförmig, wobei man zwischen einem feucht-nassen inneren Ring mit Dominanz der Moorheide (*Erica tetralix*) und einem feuchten bis leicht trockenen äußeren Ring mit Dominanz der Besenheide (*Calluna vulgaris*) differenzieren konnte (WESTERHOFF 1936). In dieser Zone zeigen Heidemoorarten wie *Scirpus cespitosus* (Rasensimse) oder *Eriophorum vaginatum* (Scheidiges Wollgras) ein deutlich üppigeres Wachstum als auf der Hochfläche, darüber hinaus nahm

hier die Häufigkeit und Vitalität von *Betula pubescens* und *Pinus sylvestris* parallel zum Anstieg der Hangneigung deutlich zu.

An einigen Stellen wies der Hochmoorrand flache Erosionsrinnen auf, die sich randlich allmählich zu einem Bachtälchen hin ausweiteten. Diese sogenannten „Rüllen" standen mit den Schlenkenkomplexen und Kolken der Hochfläche oder auch mit tiefer gelegenen Wasserlinsen im Torfkörper in Verbindung und entwässerten das überschüssige Niederschlagswasser meist in einen der Geestbäche, die somit für das Hochmoor die Funktion der Vorfluter ausübten.

WEBER (1902) beschreibt eine solche Rülle als ca. 180 m breites Tälchen mit 50 m breitem, schwach bis stark geneigtem Hang und 80 m breiter Talsohle. Der Hang wies eine moorheideartige Struktur aus großen Bulten mit *Calluna vulgaris* (Besenheide) und *Empetrum nigrum* (Krähenbeere) auf, zudem war er mit einem lückigen Bestand von niedrigen Kiefern und Birken bewachsen. Im Talgrund fanden sich am Rande hingegen wiesenartige Bestände von *Eriophorum vaginatum* (Scheidiges Wollgras), die aus hohen Horsten der Art mit dazwischen liegenden Torfmoosteppichen aufgebaut waren. In der Talmitte fand sich ein deutlich gegen die Wollgras-Zone abgesetzter streifenförmiger Torfmoos-Schwingrasen mit mesotrophen Phanerogamen wie *Menyanthes trifoliata* (Fieberklee), *Scheuchzeria palustris* (Blumenbinse), *Potentilla palustris* (Sumpf-Blutauge), *Carex rostrata* (Schnabel-Segge) oder *Calla palustris* (Sumpf-Calla). Teilweise fanden sich eingestreut in diesen Streifen auch kleine Röhrichte mit *Phragmites australis* (Schilfrohr) und *Typha latifolia* (Breitblättiger Rohrkolben). Dieser 5-50 m breite Zentralbereich wurde von einem Bach mit unregelmäßiger Breite durchflossen, der auch über mehrere Meter unterhalb der Oberfläche verlaufen konnte. Nach ca. 900 m erweiterte sich die Rülle im Übergang zur Geest mehr oder weniger plötzlich, wobei die Hochmoor-Arten im weiteren Verlauf sukzessive von Flachmoor-Arten abgelöst wurden. Die lockere Bewaldung mit Birken und Kiefern begann teilweise erst hier; von anderen Rüllen beschreibt WEBER (1902) galeriewaldartige Bestände, welche die Bäche bis weit in die Hochfläche hinein begleiteten.

Über die Lage der Rüllen des Stapeler Moores gibt es nur wenige Aufzeichnungen. In der ersten topographischen Karte mit größerem Maßstab von LE COQ (1805) finden sich vereinzelte Rüllen eingezeichnet, die am Geestrand unmittelbar in die Geestbäche übergehen (Abb. 13). Ob es sich dabei allerdings um sämtliche Rüllen handelt, oder ob hier nur einige wenige der tatsächlich vorhandenen dargestellt wurden, muss offen bleiben.

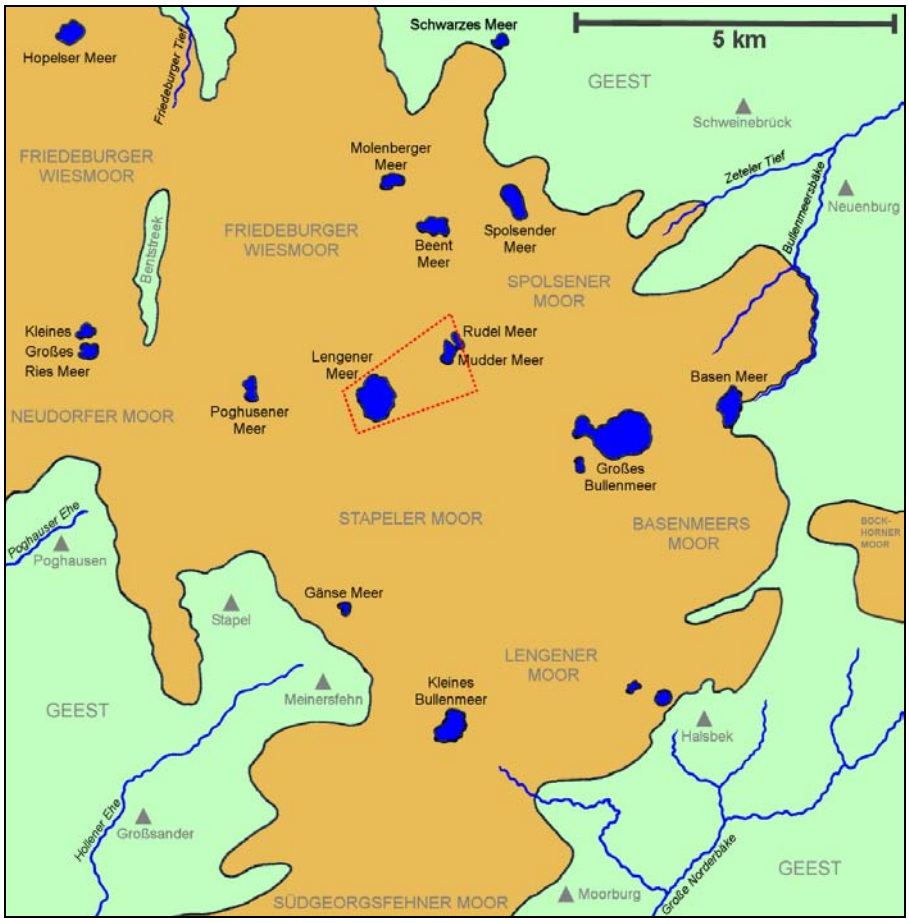


Abb. 13: Schematische Darstellung der ursprünglichen Naturlandschaft, rekonstruiert der topographischen Karte von LE COQ (1805). Zur besseren Orientierung sind die späteren Siedlungen und die heutigen Namen der Teilmoore ebenfalls angegeben. Der Umriss des heutigen NSG Lengener Meer ist braun umrandet. Originalausschnitt s. Abb. 18, S. 28.

Der Übergang zu den natürlichen Laubwaldgesellschaften der Geest erfolgte meist über eine ca. 25-50 m breite und 1-1,5 m tiefe Absenkung gegenüber der mehr oder weniger steil ansteigenden Geest. Dieser nasse, niedermoorartige Randsumpf war durch einen lockeren Birken-, Weiden-, und/oder Erlen-Bruchwald mit einem Unterwuchs aus Feuchtwiesen- und Röhrichtarten gekennzeichnet und ähnelte damit stark der Vegetation im Unterlauf der Rüllen. Teilweise fanden sich hier auch offene Wasserflächen. Die Ausprägung dieser Vegetation hing dabei sehr stark von den standörtlichen Gegebenheiten der umgebenden Geest ab und konnte daher klein- oder großräumige Unterschiede in der Artenzusammensetzung aufweisen.

Daneben gab es auch Bereiche mit einem eher allmählichen Übergang zur Geest, der als Zwischenstufe eine anmoorige Zone aufwies (POPP 1913), die vermutlich mit Birkenbruch oder feuchtem Birken-Eichenwald bestanden war. Dabei verlief der Moorrand nur selten geradlinig; neben den Rüllen ragten meist Geestnasen, -zungen oder –inseln in den Moorkörper hinein und gaben dem Übergangsbereich einen sehr unregelmäßigen Zuschnitt (Abb. 13).

Diese hier rekonstruierte Naturlandschaft ist in Nordwestdeutschland an keinem Ort mehr als vollständiger Landschaftsausschnitt erhalten geblieben. Alle Hochmoore sind zumindest randlich besiedelt und entwässert worden, so dass gerade der Übergang zur Geest heute schwer zu rekonstruieren ist. Teilstücke der zentralen Flächen konnten in Schutzgebieten erhalten bleiben und ragen jetzt als übrig gebliebene „Tortenstücke" aus der umgebenden Kulturlandschaft hervor. In diesen Restflächen können zumindest die Struktureinheiten des Hochmoorplateaus wie Kolke, Bulte und Schlenken teilweise noch in annähernd naturnahem Zustand beobachtet werden und so eine Ahnung von der ursprünglichen Gestalt und Größe der Landschaft vermitteln. Das NSG Lengener Meer ist dabei aufgrund seiner Flächengröße, dem überwiegend offenen Charakter der Oberfläche und dem großen Anteil von naturnahen Pflanzengesellschaften einer der am besten erhalten gebliebenen Ausschnitte dieses einzigartigen Landschaftstypus (vgl. SCHNEEKLOTH & TÜXEN 1975).

4.3. Die Kultivierung und Besiedelung des Stapeler-Moor-Komplexes

4.3.1. Die Besiedelung der Geest

Als der Mensch nach dem Rückzug des Eises von Süden her den mitteleuropäischen Raum besiedelte, mied er zunächst die Hochmoore (BIELEFELD 1924, BRÜNING 1924, HARDERS 1927). Diese weiten, nahezu unbetretbaren Feuchtlandschaften waren für ihn schwer zu überwinden und mit seinen einfachen Mitteln zunächst nicht zu bewirtschaften.
Auf der Geest entstanden im Paläolithikum zunächst erste Lager von nomadischen Jägern (SCHWARZ 1996). Diese wurden im Laufe der folgenden Jahrtausende sesshaft und erschlossen sich nach und nach ihre Siedlungsbereiche durch Abholzung des Urwaldes (HARDERS 1927). Sie begannen Ackerbau zu betreiben und Nutzvieh zu halten, welches sich ebenfalls an der Nutzung des Waldes beteiligte. Ein früher Beweis für die Besiedelung Ostfrieslands ist der auf ca. 3500 v. Chr. datierte Fund eines Pfluges im Hochmoor von Georgsfeld bei Aurich (FRIESEN 1930). So entstanden nach und nach immer mehr Geestdörfer mit umliegenden Ackerflächen, während die Waldflächen immer kleiner wurden und sich die Geest langsam in eine offene Heidelandschaft umwandelte.

Dementsprechend veränderte sich auch das Bild des Hochmoorrandes. Wo in der ursprünglichen Landschaft die offene Hochmoorfläche in den geschlossenen Wald überging, setzte sich später die endlose Weite in einer offenen Heidelandschaft oder in ausgedehnten Feuchtwiesen fort. Dieser überwiegend allmähliche Übergang machte kartographische Grenzziehungen

zwischen Hochmoor, Moorheide und trockener Heide sehr schwierig und führte oft zu unterschiedlichen Ergebnissen in alten Kartendarstellungen.
Bis zum Mittelalter galten die Hochmoore in der Bevölkerung als unfruchtbares Ödland und blieben so vor tieferen Eingriffen verschont. Lediglich im trockeneren Übergangsbereich der Moorheiden war eine dürftige Beweidung durch Heidschnucken und andere klassische Heidenutzungen wie Mahd, Plaggenhieb und Bienenweide möglich (BIELEFELD 1924, SANDERS 1990). Die Besiedelung des nordwestdeutschen Raumes vollzog sich daher zunächst fast ausschließlich auf den Geestbereichen (HARDERS 1927); die Moorkomplexe entwickelten sich dadurch zu natürlichen Grenzsäumen zwischen den Siedlungsbereichen und den entstehenden Verwaltungsbezirken (BRÜNING 1924). Diese Barrierenfunktion bewirkte auch eine unterschiedliche Entwicklung von Sprache und Brauchtum in den durch die Moore voneinander isolierten Gebieten (SANDERS 1990).

Erste Hinweise auf Überquerungsversuche der Moore geben die in tieferen Torfschichten gefundenen Bohlenwege aus der Frühzeit (Abb. 14, Abb. 15). So wurden im Stapeler Moor bei Oltmannsfehn die Reste von mehreren Bohlenwegen aus Eichenholz gefunden, die auf die Zeit zwischen ca. 2000 v. Chr. und 700 v. Chr. datiert wurden (FANSA & SCHNEIDER 1992, 1993) und damit aus der Trockenperiode während der Bronzezeit stammen (Grenztorf, s. II.3.4.). Weiterhin wurden Moorüberquerungen an der nur ca. 4 km schmalen Stelle zwischen Hollriede und Großsander gefunden (HAYEN 1975). Der längste Weg wurde zwischen 35 v. Chr. bis 350 n. Chr. genutzt und war Teil eines alten Fernweges, er bestand vorwiegend aus Erlenhölzern (BOTH et al. 1999, WIEMANN & ENGELMANN 2002). Darüber hinaus wurden auch im Südgeorgsfehner Moor zahlreiche Bohlenwege gefunden.

Abb. 14: Eisenzeitlicher Bohlenweg im Stapeler Moor zwischen Ockenhausen und Oltmannsfehn (Foto aus: SCHWARZ 1996).

Diese frühzeitlichen Wege wurden zwischen ehemals vorhandenen Geestinseln angelegt. Zusammen mit den Geestinseln wurden sie jedoch schon bald vom Moor überwachsen und mussten daher mehrmals neu angelegt werden (Abb. 15). Lediglich zwischen Poghausen und Marx blieb eine mittelalterliche Überquerung im Friedeburger Wiesmoor („Bentstreek-Weg" oder „Dree-Pütten-Weg") bis zum 20. Jh. bestehen (BRÜNING 1924, SANDERS 1990, FANSA & SCHNEIDER 1992). Dieser Weg aus Heide- und Grassoden löste vermutlich die älteren Bohlenwege ab und wurde schon bei einem Kriegszug von Graf Edzard I. im Jahre 1493 benutzt; er war ca. 8 m breit und beiderseits durch 2 Grüppen entwässert. Auf halber Strecke befanden sich drei tiefe Brunnen („Dree Pütten", s. Abb. 18, S. 28) zur Wasserversorgung der Reisenden und ihrer Tiere (AUKES 1988, WIEMANN & ENGELMANN 2002). Erst im Zuge der Kultivierung des Friedeburger Wiesmoors (ca. 1920) wurde der Bentstreek-Weg bis auf ein kleines Naturdenkmal bei den Drei Pütten zerstört, sein Verlauf lässt sich allerdings stellenweise heute noch im Gelände erkennen.

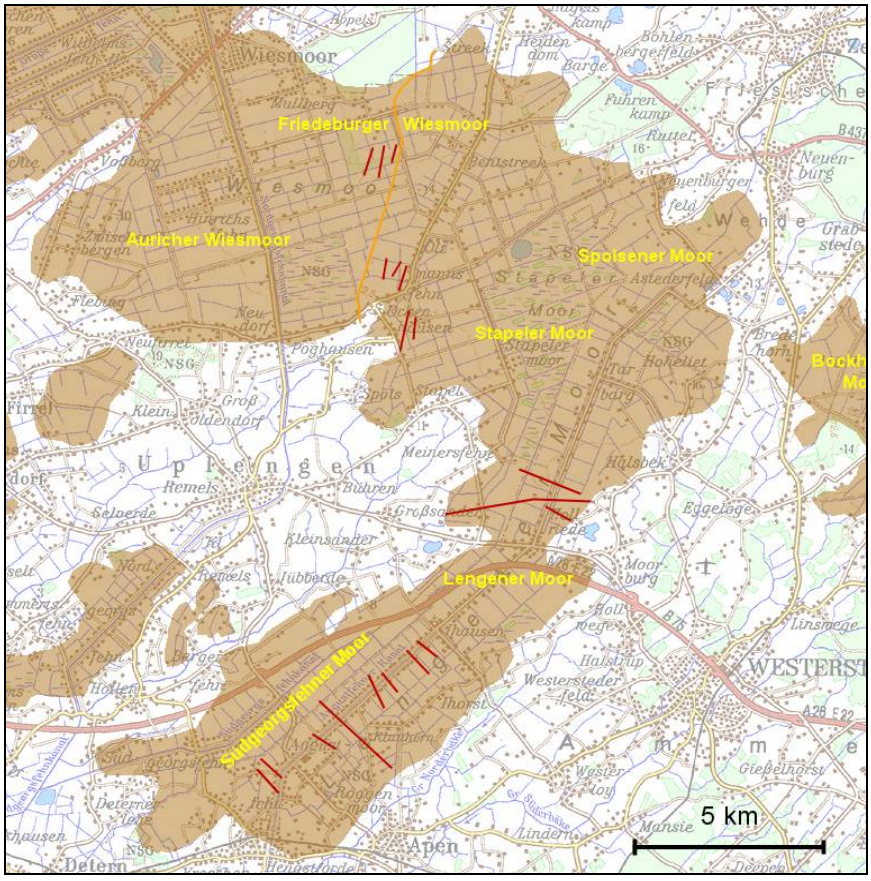


Abb. 15: Bohlenwege (rote Linien) im Östlichen Grenzmoor nach BOTH et al. (1999) und Bentstreek-Weg (orange Linie, rekonstruiert nach der TK25 von 1897, MTB 2512 u. 2612). Bei den kürzeren Bohlenwegen handelt es sich entweder um Fragmente, deren übriger Verlauf zerstört oder nicht ausgrabbar ist, oder um vollständige Wege zwischen Geestinseln, die im Verlaufe von Wachstum und Transgression des Moores ihre Funktion verloren. Maximale Moorausdehnung (braune Fläche) rekonstruiert nach WILDVANG (1922) und NLFB (1997). Auszug aus der topographischen Karte 1:200000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

Neben zahlreichen archäologischen Fundstücken wie Waffen, Schmuck, Wagenrädern und Schuhen, die hauptsächlich im Zuge der Ausgrabungen der Bohlenwege offenbart wurden, konnte im Stapeler-Moor-Komplex östlich vom Kleinen Bullenmeer auch eine Moorleiche gefunden werden (HAYEN 1975, BOTH et al. 1999).

4.3.2. Planloser Torfstich

Mit der zunehmenden Abholzung der Geestwälder und der sukzessiven Ausweitung der Beweidung der gemeinen Mark kam es im Verlauf des Mittelalters zu einer Verknappung der Brennholzversorgung für die Bevölkerung. Die Erkenntnis, dass getrockneter Torf als Heizmaterial geeignet ist, verbreitete sich in der Geestbevölkerung von Ostfriesland etwa im 11. Jahrhundert (WESTERHOFF 1936). Damit war der Beginn einer wirtschaftlichen Hochmoornutzung eingeleitet und es begann die Zeit des planlosen Torfstiches. Eine frühe Erwähnung des Torfstiches im Nördlichen Grenzmoor existiert aus dem 16. Jahrhundert in Form von Aufzeichnungen von einem Prozess über Grenzstreitigkeiten (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992, 1994).

Die Torfnutzung begann zunächst sehr primitiv mit handgeformten Torfballen, die man trocknen ließ. Doch schnell verfeinerte sich die Technik der Torfgewinnung unter zu Hilfenahme eines Spatens und anderer Gerätschaften (Abb. 16). Dabei näherte man sich dem Hochmoor randlich über Geestzungen und begann das Moor durch Ausheben von Gräben zu entwässern und den Torf auf kleiner oder großer Fläche abzugraben. Dabei wurden die obersten, noch lebenden oder schwach zersetzten Schichten („Bunkerde") zunächst abgetragen und nach Abbau der tieferen Schichten wieder „in die Pütte geworfen" (BIELEFELD 1924). Die folgenden Weißtorfschichten hatten nur einen geringen Heizwert und wurden daher nur zur Bodenverbesserung genutzt, während der tiefer liegende Schwarztorf aufgrund seines hohen Brennwerts am begehrtesten war (GLAß 1913, BIELEFELD 1924, WILDVANG 1929).
Nach dem sogenannten „Upstreecksrecht" durfte jeder Einwohner von Ostfriesland Torf in einer nur grob festgelegten Breite abbauen und dabei in der Länge so weit in den Torfkörper eindringen, bis er auf ein natürliches Hindernis oder eine benachbarte Flur stieß (AUKES 1988, ADAMS 2006). Auf oldenburger Seite war der Torfstich aufgrund der abgeschiedenen Lage in den Grenzgebieten und den z. T. ungeklärten Besitzverhältnissen weniger reglementierbar und lief daher in der Frühphase noch ungeordneter ab (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992).

Neben dem privaten Bedarf entstand auch ein zunehmender Brenntorfbedarf durch Ziegeleien, so z. B. in Neuenburg. Daher wurde im Laufe der Jahrhunderte der Randbereich der Hochmoore durch die kontinuierlich expandierenden Torfstiche immer stärker zernagt und überformt (Abb. 17). „So reihte sich bald um die einzelnen Moore Torfstichgrube um Torfstichgrube" (WESTERHOFF 1936).

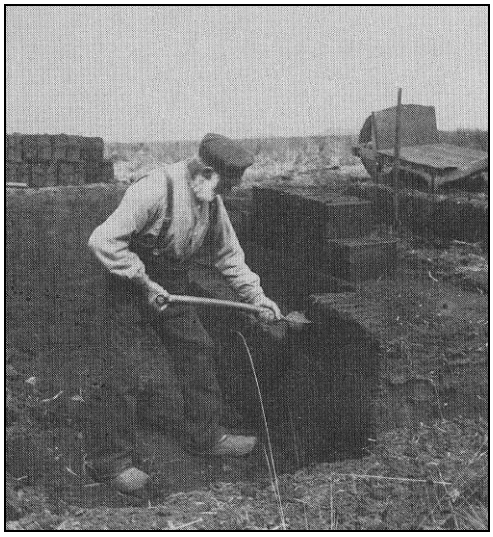


Abb. 16: Torfstich in Handarbeit bei Neuenburgerfeld (Undatiertes Foto aus: ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992).

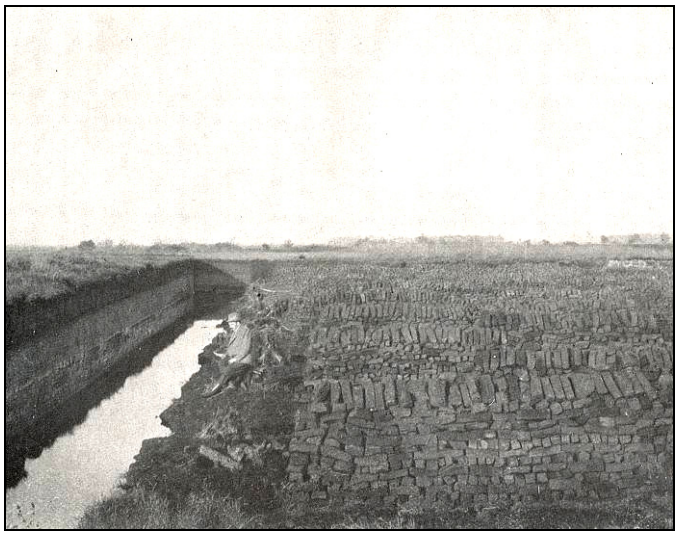


Abb. 17: Torfgrube und zum trocknen aufgeschichtete Torfsoden in einem Hochmoor in Ostfriesland (Lage und Jahr nicht angegeben). Im angeschnittenen Torfprofil ist deutlich die Abgrenzung von Weißtorf und Schwarztorf zu erkennen (Foto aus: WILDVANG 1929).

Mit dem Voranschreiten dieser sogenannten „Pütten" in das Randgehänge drangen auch die Entwässerungsgräben immer tiefer in den Moorkörper ein und bewirkten dadurch in ihrem Einzugsgebiet eine Absenkung des kapillaren Grundwasserspiegels. Als Folge dessen zeigten sich in der Moorheidezone erste Strukturveränderungen (WEBER 1902, WESTERHOFF 1936). Der Torf fiel trocken, begann zu mineralisieren und sackte dadurch zusammen. Durch die einsetzende Trockenheit starben die Torfmoose langsam ab und die bisher einzeln stehenden Heidebulte wuchsen unter gleichzeitigem Verschwinden der Schlenken zu großen Heiderasen zusammen. Bei weiterer Austrocknung bildeten sich dort Birkengebüsche, die im Laufe von Jahrzehnten zu Birkenwäldern aufwuchsen.

Von diesen Strukturveränderungen blieb auch die Plateaufläche nicht lange verschont. Sobald sich die Entwässerungsgräben der inneren Hochmoorzone näherten, zeigten sich auch hier Austrocknungserscheinungen, die eine Umwandlung in eine Moorheide und eine Nivellierung der Kleinstrukturen mit sich zogen. Diese grundlegenden Veränderungen konnten schon nach wenigen Jahren auftreten (WEBER 1902).

Diese unregelmäßige Torfstichzone, auch Leegmoor genannt, dehnte sich im Verlauf der Jahrhunderte ringförmig um den Hochmoorkomplex aus. Die Übergangszone und das Randgehänge wurden dabei fast vollständig zerstört und auch in die Hochfläche drangen die Torfstiche zunehmend weiter ein.

Abb. 18: Der Stapeler-Moor-Komplex 1805 in der Karte von LE COQ. Es lassen sich Kolke, Rüllen und der unregelmäßige Verlauf des Moorrandes deutlich erkennen. Obwohl in dieser Karte keine Torfstiche dargestellt sind, lässt sich dennoch die randliche Nutzung anhand der Wege, die zum oder in das Moor hinführen, gut nachvollziehen. Auffällig ist, dass vor allem von oldenburger Seite im Umland von Neuenburg das Wegenetz stark ausgebaut ist, während von ostfriesischer Seite im Westen das Moor noch nahezu unangetastet erscheint. Ein weiterer Hinweis auf tiefere Eingriffe in den Moorkörper sind die offensichtlich künstlichen Stichgräben (→ gerade Linien) von einigen Kolken (u. a. Lengener Meer, Großes Bullenmeer, Kleines Bullenmeer) zu den Rüllen oder Geestbächen. Darüber hinaus ist der mittelalterliche Bentstreek-Weg von Friedeburg nach Remels (über Marx und Poghausen) eingezeichnet, es fehlt dabei allerdings der südliche Teil (s. II.4.3.1., Abb. 15). Auszug aus der Topographischen Karte von Westfalen 1:100000 © LGN.

Die ausgebeuteten Gruben wurden nach Nutzungsaufgabe entweder in landwirtschaftliche Nutzfläche umgewandelt oder sie fielen brach (BIELEFELD 1924, WESTERHOFF 1936). In letzterem Fall entstanden meist sekundäre Moorgesellschaften in den wiederverlandenden Pütten und Birkenwälder auf den erhöhten und damit trockenen Dämmen (WILDVANG 1929).
Erst im 19. Jahrhundert wurde der Torfstich gesetzlich geregelt und die spontane Nutzung damit in behördlich geordnete Bahnen gelenkt.

4.3.3. Fehnkultur

Im 17. Jahrhundert begann in Ostfriesland aufgrund einer Verteuerung des Brenntorfes als Folge des 30-jährigen Krieges die gezielte Kultivierung der Hochmoore durch die in den Niederlanden entwickelte Fehnkultur (WESTERHOFF 1936, SANDERS 1990). Dazu wurden schiffbare Kanalnetze zur Entwässerung in die Hochmoorkörper gelegt, der Torf von industriellen Großbetrieben bis zum mineralischen Untergrund abgebaut, über die Kanäle abtransportiert und die Rohböden anschließend in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt (Abb. 19). Damit begann nun die planmäßige und großflächige Umwandlung der Hochmoore in eine Kulturlandschaft. Darüber hinaus konnten die neu entstandenen Nutzflächen besiedelt werden, so dass nun erstmals in der Geschichte die eigentliche Hochmoorfläche von Fehnkolonien besiedelt wurde (BIELEFELD 1924, JANSSEN 1967).

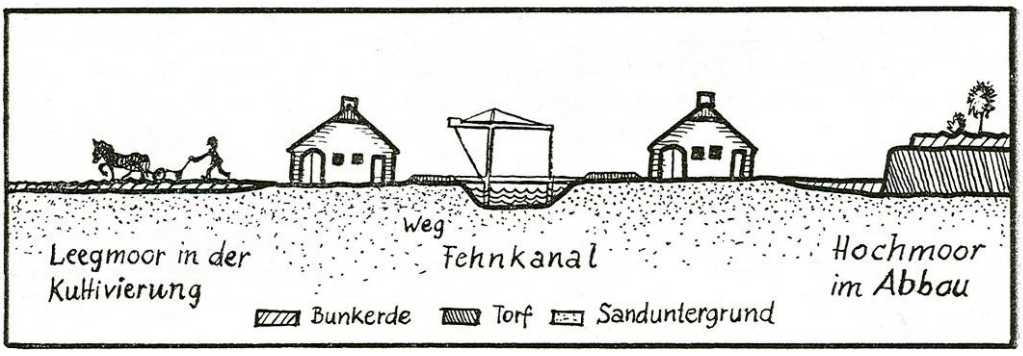


Abb. 19: Schematischer Querschnitt durch ein Fehn (Abb. aus: JANSSEN (1967)).

Das Fehnwesen begann 1633 mit der Gründung von Großefehn südlich von Aurich und setzte sich dann sukzessive nach Osten hin fort. Im Zuge der ersten von privaten Unternehmen durchgeführten Fehngründungswelle wurden die westlichen Hochmoore der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest im Verlaufe von zweieinhalb Jahrhunderten kultiviert.

Dabei näherte man sich auch dem Stapeler-Moor-Komplex von Nordwesten her, wobei die Kolonie Auricher Wiesmoor II (ca. 1883) dem Gebiet am nächsten kam (ca. 10 km Entfernung zum NW-Rand des Gebiets). Der Ausbau des Kanalnetzes wurde noch bis in die 30er Jahre des 20. Jahrhunderts fortgeführt, weitere Fehnkolonien wurden hier jedoch nicht gegründet (SANDERS 1990, Abb. 20).

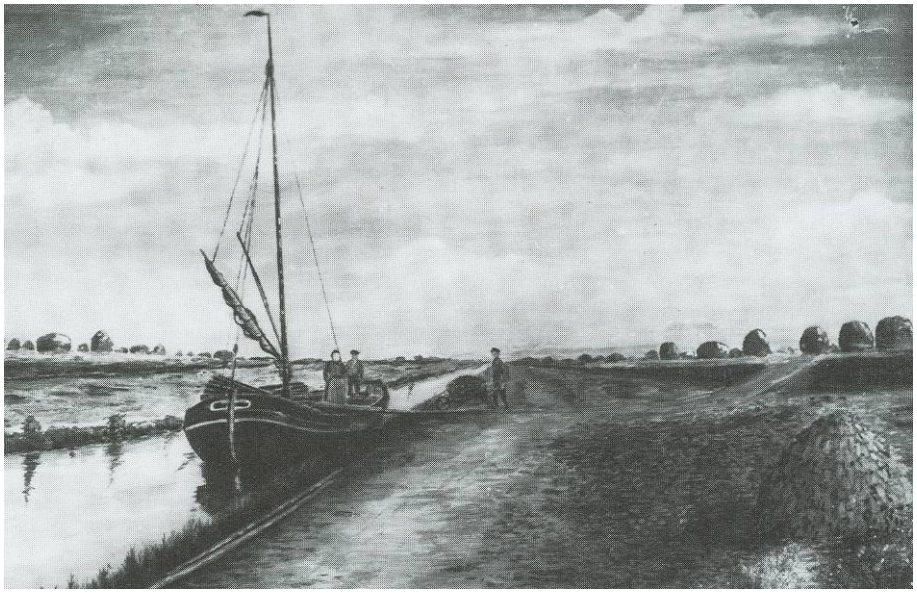


Abb. 20: Torfschiff auf der Norderwieke in Wilhelmsfehn II (Abb. aus: SANDERS 1990).

Mit der Begründung von Nord- und Südgeorgsfehn um 1825 begann auch der Staat Fehne einzurichten. Da letzteres den südlichen Teil des nördlichen Grenzmoors kultivierte, näherte man sich mit dem Bau des Südgeorgsfehner Kanals auch von Süden dem Stapeler Moor-Komplex bis auf eine Entfernung von ca. 4,5 km. Doch dabei blieb es nicht, 1846 wurde von oldenburger Seite mit der Gründung von Augustfehn die Kultivierung des Südgeorgsfehner Moores fortgesetzt (GLAß 1913). Der eigens dazu gebaute Augustfehner Kanal entwässerte ins Aper Tief und wurde bis auf eine Distanz von 2,6 km zum Südrand des Stapeler Moores ausgebaut.

Damit näherte sich die Fehnkultur dem Stapeler-Moor-Komplex von zwei Seiten und übte daher sicherlich zumindest von Süden her einen entwässernden Einfluss auf das Gebiet aus und schuf durch die Kanäle Anbindungsmöglichkeiten für spätere Entwässerungen. Dennoch blieb der nördliche Teil des Nördlichen Grenzmoors (=Stapeler-Moor-Komplex), letztlich wohl auch durch seine Grenzlage, von einer umfassenden Zerstörung durch das Fehnwesen verschont.

4.3.4. Moorbrandkultur und Moorrandbesiedelung

Zu dem Abbau des Moorbodens durch planlosen oder industriellen Torfstich kam im 18. Jahrhundert mit der Moorbrandkultur eine zweite Nutzungsform der Hochmoore von den Niederlanden nach Ostfriesland, die nun auch eine ökonomische Bewirtschaftung der Mooroberfläche ohne vorherigen Abbau der Torfschichten ermöglichte (BIELEFELD 1924). Ein Vorteil der Brandkultur bestand darin, dass diese Arbeiten mit leichtem Handgerät verrichtet werden konnten und somit die Unwegsamkeit der Hochmoore kein unüberwindliches Hindernis mehr darstellte.

Zu Beginn der Kultivierung wurde auf der Mooroberfläche zunächst ein Netz von Grüppen angelegt. Tiefere Gräben mit Verbindung zu einem Vorfluter teilten dabei das Gelände in Felder ein, in denen dann durch flachere Grüppen Ackerparzellen von 5-7 m Breite geschaffen wurden (Abb. 22). Im Herbst wurde die obere Torfschicht in Schollen gestochen und danach wieder eingeebnet. Nach einer Auflockerung im Frühjahr konnten die Mooräcker dann nach einer Trockenperiode in Brand gesetzt werden, wobei ein leichter Wind für das Voranschreiten des Feuers sehr hilfreich war (BIELEFELD 1924, ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992). Die großflächigen Brände verursachten dabei eine so starke Rauchentwicklung, dass daraus ein Umweltproblem mit Nah- und Fernwirkung wurde (Abb. 21), die Rauchpartikel gelangten dabei sogar bis an den Alpenrand und in die Normandie (PRESTEL 1868).

Abb. 21: Moorbrennen in Ostfriesland (Maler und Zeit unbekannt. Abb. aus: SANDERS 1990).

In die Asche konnte genügsamer Buchweizen eingesät werden, der akzeptable Ernten erbrachte. Aufgrund seiner Frostempfindlichkeit konnten allerdings auftretende Spätfröste den Bauern existenzbedrohende Missernten bescheren (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992). Die Bewirtschaftung konnte 6-8 Jahre durchgeführt werden, bis die Erträge aufgrund der Auslaugung des Bodens nachließen. Danach musste der Moorboden mindestens 25 Jahre brachliegen, um erneut genutzt werden zu können. Dies hatte zur Folge, dass die Bauern schon nach kurzer Zeit neue Flächen erschließen mussten, so dass sich die Brandkultur schnell auf den Hochmooren ausbreitete (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1995).

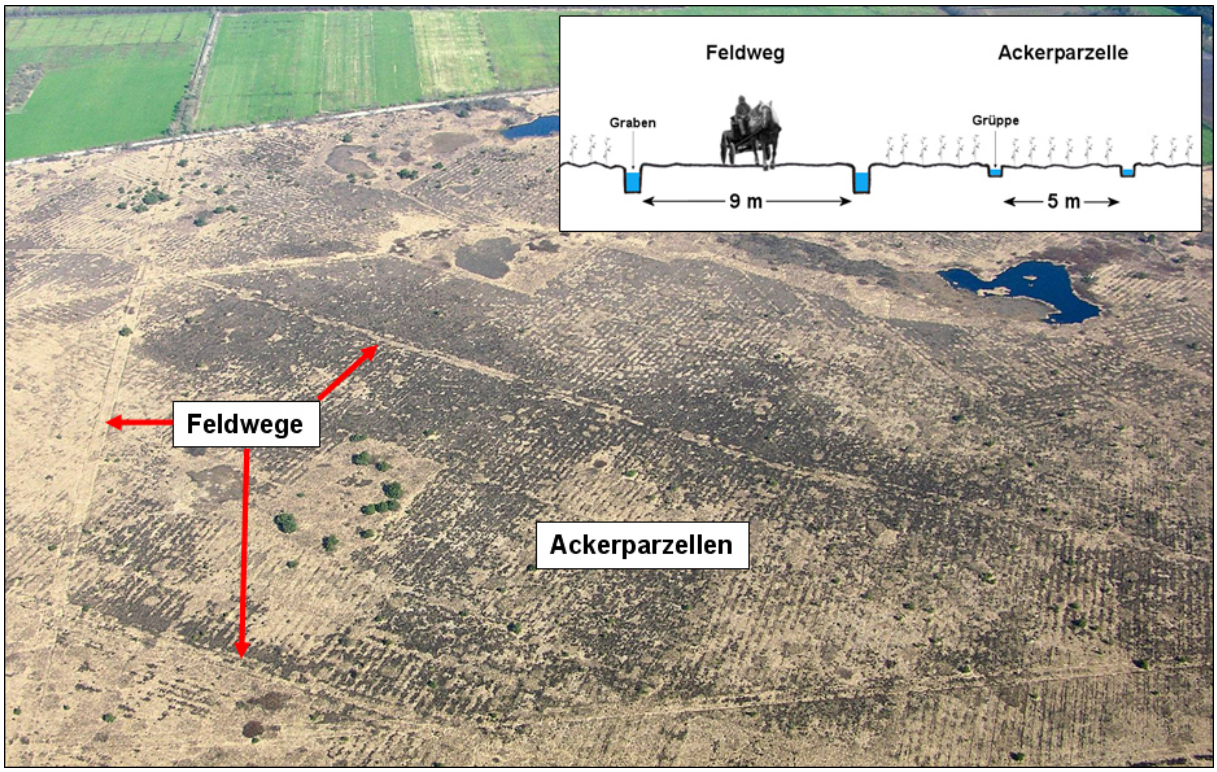


Abb. 22: Die Struktur der Buchweizenfelder ist auch heute noch im NSG Lengener Meer als streifenförmiges Muster von Pfeifengrasbereichen (ehemalige Grüppen, helle Linien) und Heidemoorflächen (ehemalige Ackerparzellen, dunkle Linien) deutlich erkennbar. Daneben sind auch die ehemaligen Feldwege mit ihren beiden Seitengrüppen noch sichtbar (Eigenes Luftbild, April 2006).

Damit kam es nun auch zu einer Beeinträchtigung der zentralen Hochmoorflächen durch Entwässerung, Zerstörung der natürlichen Vegetation und Nivellierung der Mikrostrukturen. Die Fläche der natürlichen Torfmoosrasen auf dem Hochmoorplateau schrumpfte so entsprechend dem Vordringen der Buchweizenkulturen nach und nach immer mehr zusammen. Parallel dazu begann der sich einst im Randgehänge befindliche Heidegürtel sich weiter in Richtung Zentrum auszudehnen, während er andererseits im äußeren Bereich durch Torfstich, Grünlandnutzung und Besiedelung stetig an Fläche verlor. Darüber hinaus kam es auch durch die großflächige Entwässerung und das wiederholte Abbrennen und Beackern der O-

berflächen zu einer Schrumpfung und Zusammensackung des Torfkörpers, so dass sich die Wölbung des Hochmoors insgesamt deutlich verringerte (WESTERHOFF 1936).

Bis zur Jahrhundertwende war die Verheidung der Hochmoore durch Entwässerung und Moorbrandkultur schließlich so weit fortgeschritten, dass auch die Reste der ursprünglichen Naturlandschaft schon mehr oder weniger starke Störungen aufwiesen (BIELEFELD 1924). Die Degradation der ursprünglichen Vegetation bei zunehmender Entwässerung erfolgte dabei in der Abfolge: Beginnende Verheidung mit *Erica tetralix*-Dominanz → Verstärkung der Verheidung mit *Calluna vulgaris*-Dominanz mit Verschwinden der Schlenken und der Rasentorfmoose → Verbuschung durch *Betula pubescens* und Verschwinden der Bulttorfmoose und der übrigen Hochmoor-Phanerogamen → Birkenwald mit sukzessiver Einwanderung von Arten des Eichen-Buchenwaldes. Neben der Heidebildung kam es auch zu ausgedehnten *Molinia caerulea*-Beständen ohne oder mit nur sehr geringer Beteiligung von anderen Hochmoorarten, die sich ebenfalls zu Birkenwäldern weiterentwickelten oder auch als offene Grasslandschaft relativ unverändert bestehen blieben.

Neben der bewirtschaftungsbedingten Bodenentwässerung der Moorfläche wurden auch gezielt die Kolke durch Stichgräben an die Rüllen angeschlossen und dadurch z. T. dauerhaft trockengelegt. Dies bereitete den Grund für die Kultivierung der so entstandenen Flächen. Von den 15 größeren Meeren des Stapeler-Moor-Komplexes aus der Topographischen Karte von LE COQ (1805) sind heute nur noch das Lengener Meer und das Muddermeer mit einer nennenswerten offenen Wasserfläche und mehr oder weniger naturnaher Umgebung erhalten geblieben. Die übrigen Moorgewässer sind bis in die Gegenwart entweder völlig verschwunden (Großes Bullenmeer, Basen Meer, Kolke bei Halsbek, Gänse Meer, Poghausener Meer, Beent Meer, Spolsener Meer, Molenberger Meer) oder komplett verlandet (Rudelmeer und Kleines Bullenmeer, letzteres nach SCHÜTTE (1913) ehemals 4 m tief).

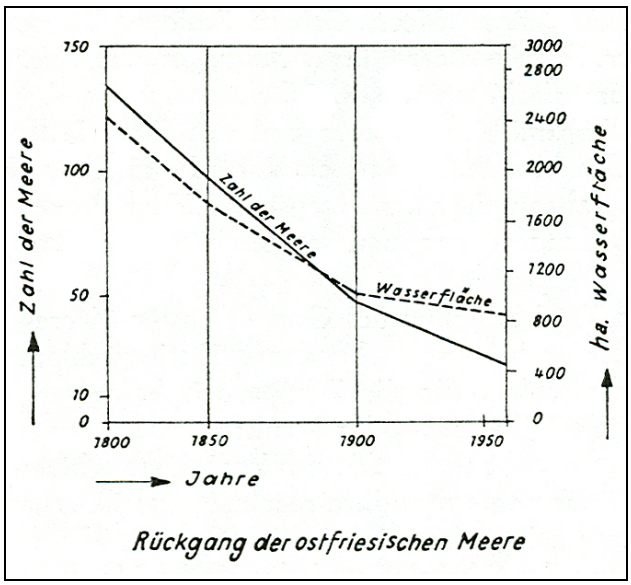


Abb. 23: Rückgang von Anzahl und Fläche der Meere in Ostfriesland im 19. und 20. Jahrhundert (Abb. aus: JANSSEN (1967)).

Als Folge der neuen Moornutzungsform kam es am Moorrand auch zur Gründung neuer Siedlungen, da in dieser Grenzlage nun sowohl die Nutzung der Geest als auch die Nutzung des Moores möglich wurde. Dabei wurden vorzugsweise die (höchstens flachtorfigen) Übergangsbereiche und Geestinseln bzw. -zungen zur Gründung neuer Ortschaften ausgewählt. Begünstigt wurde dieser Trend durch die zum Ende des 18. Jahrhunderts einsetzenden Markenteilungen, im Zuge derer die zuvor in Gemeinschaftsbesitz befindlichen Dorfmarken verstaatlicht wurden. Auf ostfriesischer Seite war es insbesondere das 1765 erlassene Urbarmachungsedikt von Friedrich dem Großen, das die bisher zum Gemeinbesitz der Geestdörfer gehörenden Hochmoore zu Staatseigentum erklärte (BIELEFELD 1924, SANDERS 1990). Im Großherzogtum Oldenburg fand die Teilung der Gemeinheiten erst ca. 100 Jahre später statt, so z. B. im Amt Bockhorn ab 1863 (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992, 1995).

Dies bereitete den Grund für die Möglichkeit einer Landerwerbung für Neusiedler durch Ankauf der staatlichen Flächen. Wo zuvor nur sehr zerstreut einzelne Gehöfte begründet wurden (Schwarmsiedlungen, Streukolonate), konnten nun neue, kompakte Kolonien gegründet werden. Dabei dominierte die Form der Reihensiedlung, in denen die Grundstücke entlang des Weges nur eine geringe Breite besaßen, dafür aber tief in den Moorkörper hineinragten. Die Abgrenzung der Parzellen erfolgte meist durch Moordämme und Entwässerungsgräben, so dass durch die Siedlungstätigkeit auch die Entwässerung der Hochmoore vorangetrieben wurde (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1995). Die Behausungen der Gründerzeit waren meist sehr ärmlich und bestanden aus primitiven Hütten aus Holz, Torfsoden und Grasplaggen (Abb. 24), nur wenige wohlhabendere Siedler konnten Fachwerk- oder Ziegelhäuser errichten.

Abb. 24: Kolonistenfamilie mit primitiver Torfhütte bei Neuenburgerfeld (Foto aus: ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992).

In den Geestrandsiedlungen wurde der Torfabbau im Gegensatz zu den Fehnkolonien jedoch nicht zu einem entscheidenden Wirtschaftsfaktor. Durch die schlechte verkehrstechnische Anbindung der Dörfer (Feldwege) konnten sie nicht mit den Fehnen und deren auf den Torfabbau optimierten Infrastruktur konkurrieren (BIELEFELD 1924). Daher blieb es im Bereich der geestseitigen Neusiedlungen zunächst beim bäuerlichen Torfstich, so dass die Hochmoore hier zwar oberflächlich durch die Brandkultur stark beeinträchtigt wurden, aber von einem großflächigen Totalabbau weiterhin verschont blieben.

Solche im 18. und 19. Jahrhundert neu gegründeten Geestmoorrandsiedlungen im Bereich des Stapeler-Moor-Komplexes sind auf der ostfriesischen Seite Meinersfehn, Oltmannsfehn (wobei die Endung „-fehn" hier irreführend ist, da es sich nicht um Fehne im eigentlichen Sinne handelt), Stapel, Ockenhausen und Streek. Auf der Oldenburger Seite entstanden Moorburg, Neuengland, Halsbekermoor, Hoheliet, Astederfeld, Neuenburgerfeld, Ruttelerfeld und Spolsen. Mit den neuen Siedlungen wurde auch das Feldwegenetz weiter ausgebaut. Neben den geestseitigen Wegen zwischen den Dörfern entstanden im Zuge der Torf- und Ackernutzung der Hochmoore auch viele Wirtschaftswege in das Moor hinein (Abb. 25).

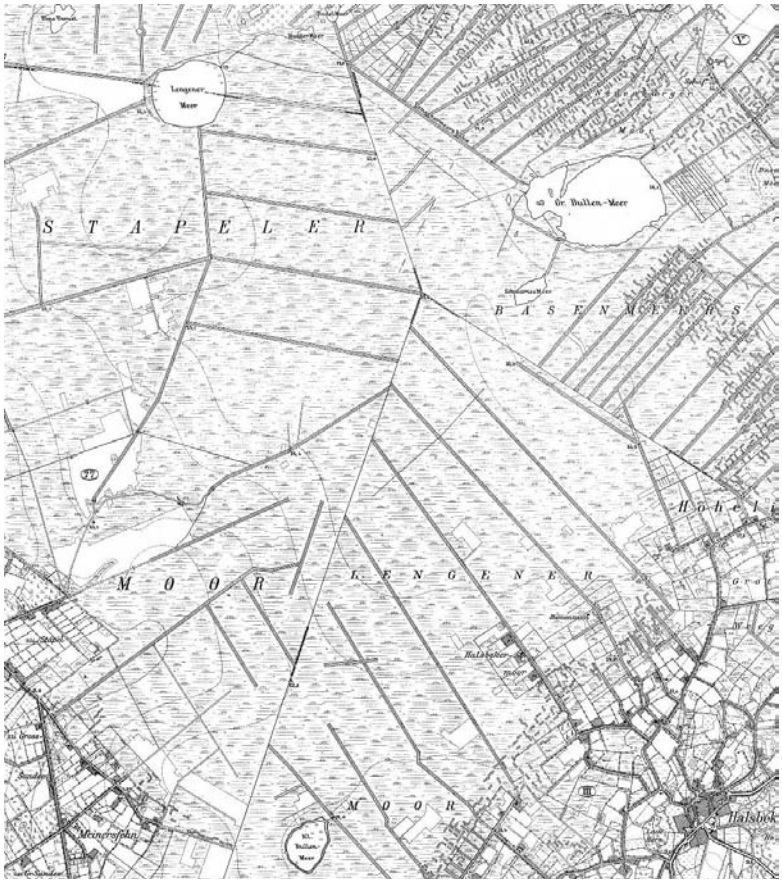


Abb. 25: Diese Karte von 1898 vom nordöstlichen Stapeler-Moor-Komplex zeigt, dass das Feldwegenetz der Moorbrandkultur die gesamte Hochmoorfläche überzog. Auszug aus der Erstausgabe der TK 2613 1:25000 © LGN.

Die erste ausgebaute Überquerung des Stapeler-Moor-Komplexes entstand 1738 zwischen Großsander (Ostfriesl.) und Felde (Oldbg.) durch den Bau eines Moordammes an der schmalen Stelle zwischen Südgeorgsfehner und Lengener Moor. Diese als „Postweg" bezeichnete Wegstrecke stellte zunächst nur einen besser ausgebauten Feldweg dar. In der Folgezeit wurde er weiter ausgebaut und ist heute eine geteerte Landstraße (L 24), die Remels mit Westerstede verbindet.

Die Periode der Moorbrandkultur dauerte ca. 200 Jahre an und endete mit der Einführung von Kunstdüngern und einem Verbot des Moorbrennens zu Beginn des 20. Jahrhunderts.

4.3.5. Erste Hälfte des 20. Jh.: Deutsche Hochmoorkultur und industrieller Torfabbau

In der Leegmoorzone im Umfeld der neuen Geestmoorrandsiedlungen begann man nun langsam damit, die unregelmäßigen Torfstichgruben und Moordämme einzuebnen, um dadurch weitere zusammenhängende Flächen zur Bewirtschaftung oder zur Besiedelung zu erschließen. Einen neuen starken Impuls für die weitere Kultivierung der Hochmoore brachte dann die Entwicklung der Deutschen Hochmoorkultur (Feldversuch ab 1888 im Marcardsmoor) durch die wissenschaftliche Moorversuchsanstalt in Bremen (WESTERHOFF 1936, SANDERS 1990).
Bei dieser Kultivierungstechnik wurde der Moorkörper zunächst systematisch entwässert. Dazu wurden ein oberirdisches Grabensystem und unterirdische Drainagen eingerichtet und beide an einen Vorfluter angeschlossen. Darauf folgte eine Entfernung der Vegetationsnarbe und eine Nivellierung der Oberfläche des Hochmoors mit anschließendem Pflügen durch einen Dampfpflug (Abb. 26). Der so entstandene Torfacker konnte durch die inzwischen erhältlichen Kunstdünger aufgedüngt und gekalkt werden. Meist war schon im ersten Jahr eine Nutzung durch den Anbau von Hackfrüchten oder einer Gründüngung möglich. Diese Technik bewirkte eine starke Zersetzung des Torfbodens, die seine Nährstoffe freisetzte und die Bodenstruktur verbesserte. Die meisten Flächen wurden langfristig in Grünland umgewandelt und mit Rindern und Schafen beweidet; nur auf ca. 1/10 der Flächen wurde die Ackernutzung fortgesetzt. Im Vergleich zur Fehnkultur ermöglichte die Deutsche Hochmoorkultur eine wesentlich schnellere Kultivierung der Hochmoore, da es nun nicht mehr nötig war, den Torf vor einer landwirtschaftlichen Nutzung langwierig abzubauen. So beschleunigte sich das Tempo der Moorkolonisation zu Beginn des letzten Jahrhunderts deutlich, nicht zuletzt auch durch die zunehmende Mechanisierung der Landwirtschaft.

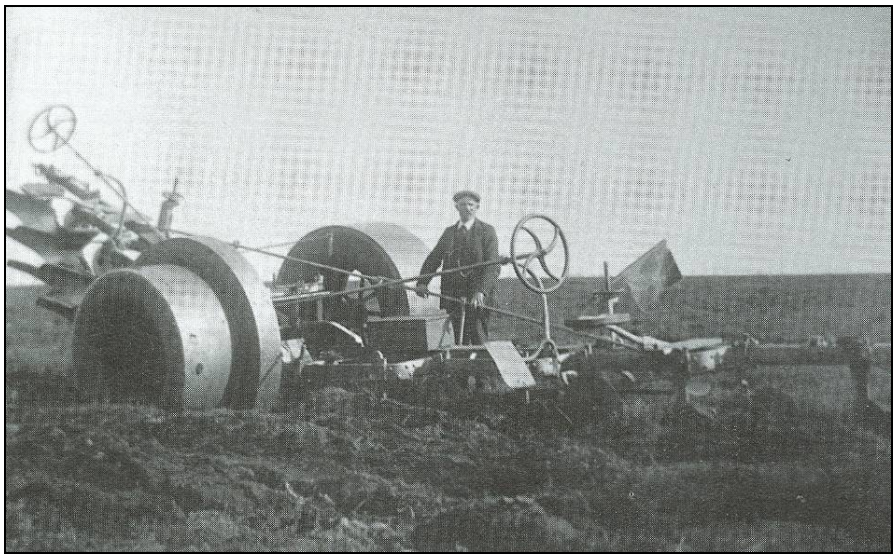


Abb. 26: Dampfpflug bei der Kultivierung des Friedeburger Wiesmoors durch die Deutsche Hochmoorkultur (Foto aus: SANDERS 1990).

Im 20. Jahrhundert erfolgte in den Geestmoorrandgebieten auch ein Aus- und Neubau des Wegenetzes. Es kam zu einer „Chaussierung" der wichtigsten Feldwege durch Ausbau und z. T. auch durch Pflasterung. Darüber hinaus wurden auch viele neue Wege mit Sandunterbau geschaffen, die ebenfalls teilweise gepflastert wurden. Eine Zielstellung war dabei, die bisher nur randlich durch Stichwege erschlossenen Hochmoore mit Hilfe von Durchgangsverbindungen in voller Länge zu durchqueren. Der Bau dieser neuen Wege erfolgte durch 1 m tiefen und 6 m breiten Aushub des Moores und Auffüllung dieser Vertiefung mit einer 40 cm starken Sandschicht. Zur Entwässerung wurde auf beiden Seiten ein tiefer Seitengraben ausgehoben, wobei der Aushub auf dem Weg zum Ausgleich von Sackungsbereichen verteilt wurde. Im Stapeler-Moor-Komplex wurde so im Zuge dieser Wegebaumaßnahmen ca. 1937 eine neue Überquerung im nördlichen Teil geschaffen, der Zollweg (=Neuenburger Weg), welcher Ockenhausen (Ostfriesland) mit Ruttelerfeld (Oldenburg) verbindet.

Auch im südlichen Teil des Stapeler-Moor-Komplexes entstanden neue Straßen in der Hochmoorfläche. Auf der Oldenburger Seite wurde eine Verbindungsstraße parallel zum Moorzentrum zwischen Augustfehn und Astederfeld gebaut, an der sich schnell neue Kolonien etablierten (Ihausen, Hollriede, Tarbarg). So entwickelte sich während dieser Zeit auch ein neuer Siedlungstyp, die Hochmoorkolonie. Beschränkten sich die Geestmoorrandkolonien noch auf den Leegmoorbereich, drangen jetzt die neuen Reihensiedlungen mitten in die unabgetorften zentralen Flächen ein und besiegelten so endgültig das Schicksal der Hochmoore.

Denn mit den Straßen und Kolonien drangen auch die Kulturflächen und die damit verbundene planmäßige Entwässerung immer tiefer in das Moorinnere vor (GLAß 1913). Die neu ausgewiesenen Wirtschaftsflächen wurden innerhalb weniger Jahre durch die Deutsche Hochmoorkultur in Grünland umgewandelt. Darüber hinaus hatte auch jeder Moorkolonist das Recht, sein Kolonat bis zum Mineralboden abzutorfen.

Die neuen Straßengräben konnten dabei als Vorfluter für die Stichgräben in die Moorkörper genutzt werden. Im Stapeler Moor wurde darüber hinaus am westlichen Geestrand 1921-1925 ein tiefer Vorfluter eingerichtet, der Stapeler Hauptvorfluter. Dieser zieht sich im Norden bis nach Oltmannsfehn und im Süden in das Südgeorgsfehner Moor, wo er an den Südgeorgsfehnkanal angeschlossen wurde, der über den Nordgeorgsfehnkanal in die Jümme entwässert. Dadurch stand nun für die Kultivierung der gesamten Westhälfte des Stapeler-Moor-Komplexes ein ausgebauter Vorfluter zur Verfügung.

Auf der Westseite des Stapeler Moores entstanden zu dieser Zeit ebenfalls neue Straßen und Siedlungen im Moorkörper. Östlich von den Geestmoorrandsiedlungen Meinersfehn und Stapel wurde eine Straße nach NNW auf das Moor gelegt, an der 1935 die Kolonie Stapelermoor entstand. Etwas weiter im Norden wurde mit der Verbindungsstraße zwischen den Siedlungen Oltmannsfehn und Streek die dritte Querung des Stapeler-Moor-Komplexes durch das Friedeburger Wiesmoor gebaut. Diese Straße brachte auf halber Strecke die Kolonie Bentstreek (1931) ins Moor. In der Folgezeit wurde das Straßennetz durch zusätzliche Quer- und Verbindungsstraßen weiter ausgebaut, so dass die mit dem Straßen- und Siedlungsbau Einzug haltenden Grabensysteme sich als dichtes Netz um eine immer kleiner werdende Hochmoor-Restfläche ausbreiteten (Abb. 28, S. 41).
Dadurch schrumpfte die unkultivierte (aber durch die Moorbrandkultur bereits zum größten Teil oberflächlich überformte) Rest-Hochmoorfläche des Stapeler-Moor-Komplexes bis zum 2. Weltkrieg mit einer ursprünglichen Ausdehnung von etwa 69 km^2 auf 12 km^2 und damit um mehr als 80 %.

Die Degradation dieser Flächen (s. o.) nahm dabei durch die randliche Entwässerung weiter zu. Besonders deutlich wird dies durch die Flächenverluste der übrig gebliebenen Kolke. So verringerte sich die Fläche des Lengener Meeres durch das Absinken des Grundwasserspiegels um ca. 1/4 durch Verlandung von Westen her. Die in der Nähe gelegenen kleineren Kolke verlandeten noch wesentlich stärker, in den meisten Fällen sogar vollständig.
Auch die Moorsackung nahm durch die Kultivierung weiter zu. Zwar liegen keine konkreten Daten für den Stapeler-Moor-Komplex vor, Quellen beschreiben aber für verschiedene andere Gebiete in Ostfriesland Sackungen von 3-6 m (WESTERHOFF 1936).
Neben dem Wege- und Grabennetz erfuhr auch das übergeordnete Kanalnetz einen weiteren Ausbau. War die Verfehnung im Nordwesten dem Stapeler-Moor-Komplex noch nicht zu nahe gekommen, setze sich nun mit dem Bau des Nordgeorgsfehnkanals 1906-1922 die Kultivierung des Ostfriesischen Zentralmoors in Richtung dieses Gebiets fort (SANDERS 1990).

An der Kreuzung der Straße zwischen Bagband und Friedeburg mit dem Kanal wurde die Kolonie Wiesmoor errichtet, die sich schnell zu einem Zentrum der Torfindustrie weiterentwickelte. Neben einem Torfwerk wurde dort 1907 auch ein Wärmekraftwerk gebaut (Abb. 27), welches durch Verbrennung von Torf elektrische Energie erzeugte und damit fast das gesamte Weser-Ems-Gebiet mit Strom versorgte (BIELEFELD 1924, SANDERS 1990). Neben 100 ha Hochmoorfläche für die Betriebsgebäude erwarb die Siemens AG auch 1900 ha des Auricher Wiesmoors zur Abtorfung für das Kraftwerk, in denen jährlich ca. 85000 Tonnen Torf gewonnen wurden – so viel wie im ganzen übrigen Ostfriesland zusammen.

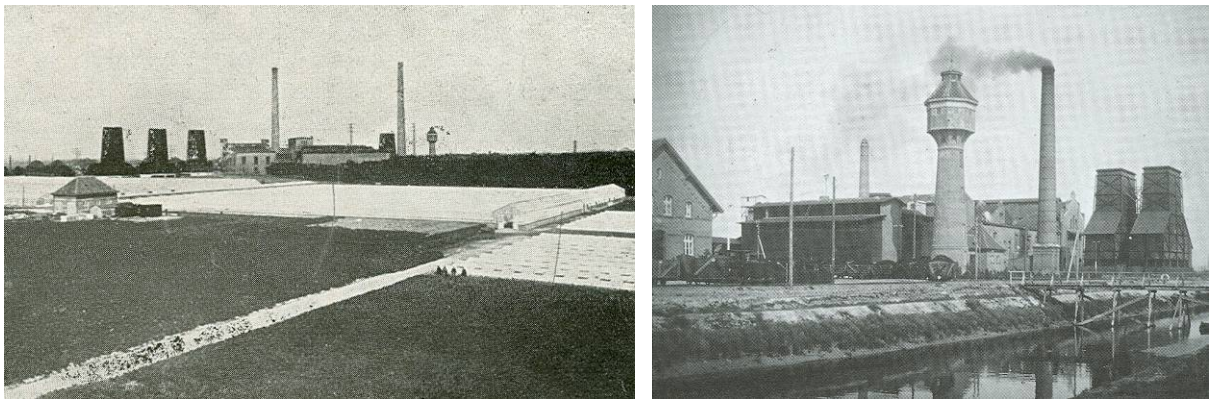
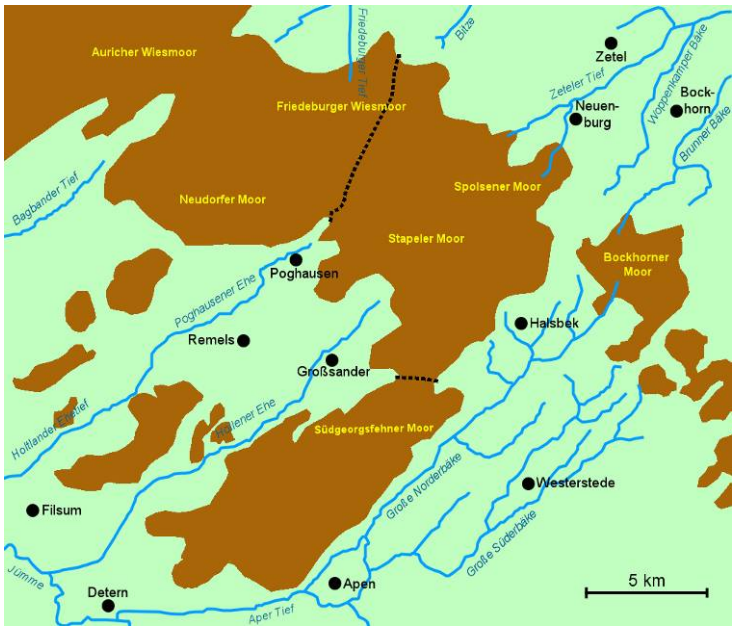


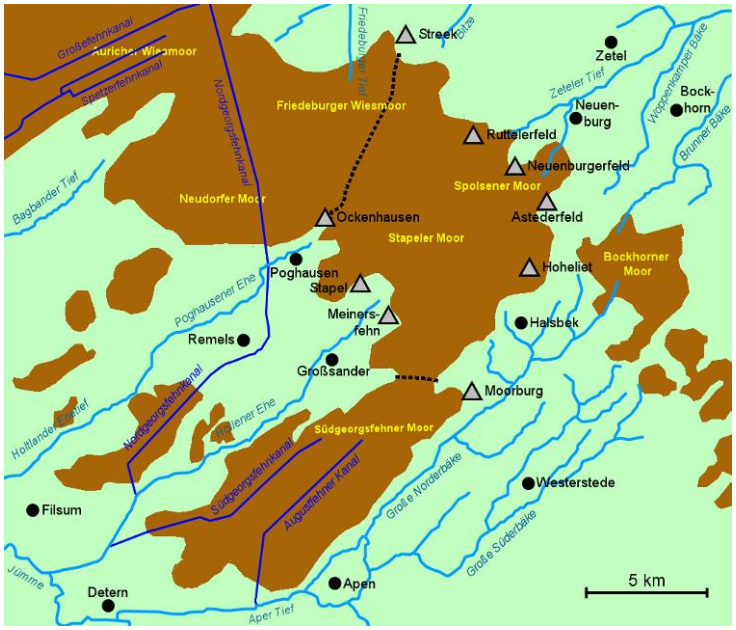
Abb. 27: Das Torf-Kraftwerk in Wiesmoor mit umgebenden Gewächshausanlagen (Fotos aus: WESTERHOFF 1936 (links) und SANDERS 1990 (rechts)).

Daneben wurden inzwischen auch andere Nutzungsformen des Torfes entwickelt. Vor allem das Gartengewerbe hatte den Torfmull als bodenverbessernden Rohstoff für sich entdeckt und wurde schnell zu einem neuen Absatzmarkt. Darüber hinaus konnte in Wiesmoor die Abwärme des Kraftwerkes zum Heizen von Gewächshäusern genutzt werden, so dass sich die neue Kolonie schnell zu einem Zentrum für den Gartenbau in dieser Region entwickelte.
Auch der Weißtorf wurde weiterhin genutzt, indem man in speziellen Torfstreufabriken daraus Einstreu für die Viehhaltung gewann; ferner wurde er auch als Isoliermaterial in der Bauindustrie und als Verpackungsmaterial für Südfrüchte eingesetzt (BIELEFELD 1924). Mit der Entwicklung von neuen Maschinen zur Torfgewinnung erhöhte sich auch die Effizienz und Geschwindigkeit der Abtorfungen. Gigantische Torfbagger erledigten nun die Arbeit 50-mal schneller als der Handtorfstich, da sie in der Lage waren, stündlich etwa 10 t Torf zu fördern (BIELEFELD 1924). Diese Umstände bewirkten schnell einen starken Anstieg des Nutzungsdruckes auf die umliegenden Hochmoorgebiete.
Im oldenburgischen Teil des Stapeler-Moor-Komplexes hält der maschinelle Torfabbau durch den Bau eines Torfwerkes in Astederfeld schon im Jahre 1900 Einzug (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1995). Dieses Torfwerk existierte bis 1935. In Neuenburgerfeld wurde 1904 das „Maschinentorfwerk Neuenburgerfeld" errichtet, das allerdings bereits nach einem Jahr Konkurs

anmelden musste (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992). Etwa zur gleichen Zeit gründeten die Söhne des Besitzers in Astederfeld ebenfalls ein Torfwerk, was jedoch auch nach kurzer Zeit unrentabel wurde. Das größte Torfwerk in diesem Bereich war das 1913 begründete „Torfwerk Bockhorn", das 1925 in den Besitz der Firma Strenge überging und bis ca. 1955 Brenntorf an die Ziegeleien der Umgebung lieferte. Insgesamt wurden ca. 150 ha Hochmoorfläche im Neuenburger Moor abgetorft (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1995).

Im Zuge des Baus des Nordgeorgsfehnkanals begann auch die Kultivierung des Friedeburger Wiesmoors durch die Deutsche Hochmoorkultur, die sich von Wiesmoor ausgehend sukzessive nach Südosten ausdehnte. Der östliche Teil des Friedeburger Wiesmoors wird ab 1907 durch die staatliche Moorverwaltung kultiviert (KORTE 1930). Neben dem Nordgeorgsfehnkanal im Westen konnten dazu die begradigte Bitze im Norden und der Stapeler Hauptvorfluter im Osten und Süden als Vorfluter genutzt werden.
Der erhöhte Energiebedarf nach dem ersten Weltkrieg und die mittlerweile zur Neige gehenden Torfvorräte in den Abbaugebieten führten zu einer Ausweitung der Torfreservate für das Kraftwerk in Wiesmoor, das inzwischen in den Besitz der Nordwestdeutschen Kraftwerke AG (NWK) übergegangen war (HINRICHS 1961). Dabei wird 1936 auch nahezu die gesamte unkultivierte Fläche des Stapeler Moores inklusive der Fläche des heutigen NSG Lengener Meer (=760 ha) zur Abtorfung von der NWK angepachtet. Mit dem Abschluss des Pachtvertrags schien das Schicksal der letzten unkultivierten Flächen im Stapeler-Moor-Komplex besiegelt zu sein.
Allerdings setzte sich zu dieser Zeit in Gesellschaft und Politik der im 18. Jahrhundert aus der Romantik entstandene Naturschutzgedanke immer mehr durch. Mit der Gründung der Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege in Danzig 1906 (ab 1911 in Berlin) begann der amtliche Naturschutz sein Wirken in Deutschland. Die Naturdenkmalpflege fing damit an, Naturobjekte wie alte Bäume oder Findlinge unter Schutz zu stellen und erste Naturschutzgebiete sicherzustellen. Bereits im Jahre 1935 beantragte der Naturschutzkommissar im Regierungsbezirk Aurich die Unterschutzstellung des Lengener Meeres und seiner Umgebung. Durch den Pachtvertrag der NWK kommt es zu langwierigen und schwierigen Verhandlungen (Details s. Anhang zu II). Letztendlich wird das Lengener Meer und die östlich angrenzende Hochmoorfläche mit einer Gesamtfläche von 140 ha am 20.05.1940 zum Naturschutzgebiet erklärt und damit vor der Abtorfung bewahrt.





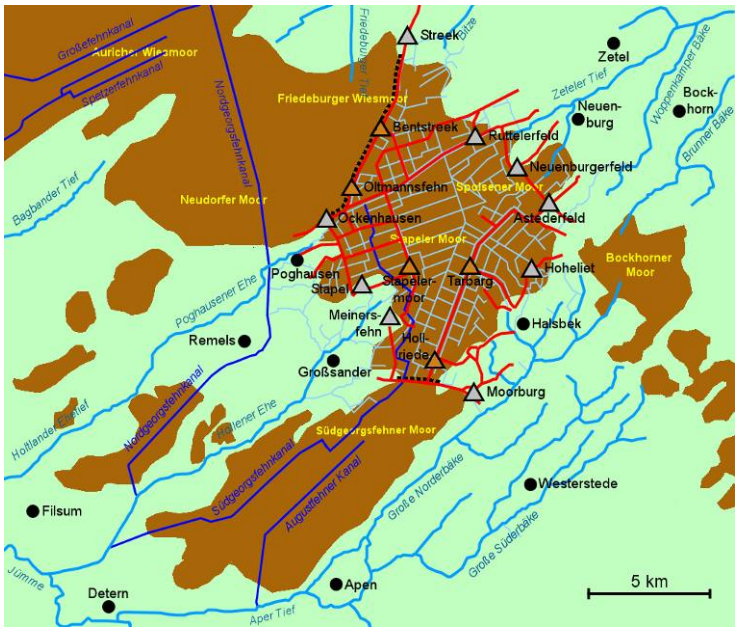


Abb. 28: Schematische Darstellung der Besiedelung des Stapeler-Moor-Komplexes. Die ursprüngliche Moorverbreitung wurde nach den Bodenübersichtskarten WILDVANG (1922) und NLFB (1997) rekonstruiert.

1. Bis ca. 18. Jh.: Besiedelung der Geest.

2. 19. Jh.: Fehnkultur und Geestrandbesiedelung (Siedlungen nur für den Stapeler-Moor-Komplex dargestellt).

3. 20. Jh.: Hochmoorkolonien und Straßennetz (Siedlungen, Gräben und Straßen nur für den Stapeler-Moor-Komplex dargestellt).

LEGENDE

- Geest
- Hochmoor
- Geestsiedlung
- Geestrandsiedlung
- Hochmoorkolonie
- Bäke / Fluss
- Graben
- Kanal
- Straße
- Grenze Stapeler-Moor-Komplex

4.3.6. Zweite Hälfte des 20. Jh.: Flurbereinigung und Naturschutz

Die im Laufe der Jahrhunderte entstandenen Grundstücksgrößen und -zuschnitte erwiesen sich in der zunehmend technisierten Landwirtschaft nach dem 2. Weltkrieg sehr bald als ungünstig für eine moderne und produktive Bewirtschaftung. Zudem musste in den Nachkriegsjahren eine ausreichende Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln gewährleistet werden. Das erste Flurbereinigungsgesetz wurde 1954 erlassen und beinhaltete eine Neuordnung des ländlichen Grundbesitzes, den Ausbau des Wegenetzes, Dorferneuerungen und die planmäßige Neustrukturierung der Melioration. Durch diese Maßnahmen sollten die landwirtschaftlichen Produktions- und Arbeitsbedingungen verbessert werden.

Viele Moorböden wurden im Rahmen der Flurbereinigung durch Tiefpflügen in Nutzfläche umgewandelt. Dazu wurde ein von mehreren Planierraupen über den Boden gezogener Pflug verwandt, der bis zu 2,5 m tief in den Boden eindrang und dabei die Bodenschichtung so kippte, dass sich daraufhin Sand- und Torfschichten abwechselten (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992). Durch weitere Bearbeitung konnte dieser nun gut dränierte, humose Sandboden als Acker- oder Grünland genutzt werden.
Die Umgebung des östlichen Stapeler-Moor-Komplexes wurde ab 1971 der Flurbereinigung unterzogen, nachdem kurz zuvor bereits die Vorfluter Zeteler Tief, Woppenkamper- und Bullenmeersbäke ausgebaut wurden. Dabei wurden beispielsweise große Teile des Hochmoors südlich und südwestlich von Neuenburgerfeld tiefgepflügt. Nachdem 1976 ein neues Flurbereinigungsgesetz erlassen worden war, das nun auch den Naturschutz und die Landespflege berücksichtige, musste diesen Belangen auch in der bereits begonnenen Umsetzung der Flurbereinigung Rechnung getragen werden. Dies geschah allerdings erst nach Intervention des Naturschutzverbandes WAU (Wissenschaftliche Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Umweltschutz, Jever) und anderer Naturschützer, die nach Tiefpflugmaßnahmen in unmittelbarer Nähe zum NSG Lengener Meer gegen diese Maßnahme und die Planungen zur Flurbereinigung Einspruch erhoben hatten. Im Flurbereinigungsgebiet Neuenburg wurden in dieser Zeit 34 km Wege sowie 31 km Gewässer II. und III. Ordnung ausgebaut, 400 ha Land entwässert und 925 ha Hochmoor tiefgepflügt (ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE 1992).
Auch auf der ostfriesischen Seite wurden ab ca. 1965 Hochmoorflächen tiefgepflügt. Bis 1988 wurden beispielsweise im Bereich um Oltmannsfehn 114 ha Moor umgebrochen und 4 km Gräben neu ausgehoben (AUKES 1988). Grundlegende Flurneuordnungsverfahren wurden in Ostfriesland allerdings erst im Zuge der Planung zum Bau der Bundesautobahn A 28 eingeleitet. Diese beschränkten sich zunächst weitgehend auf den Verlauf der geplanten Au-

tobahntrasse (HAMANN 1985). Die Durchführung der Verfahren wurden Mitte bis Ende der 1980er Jahre angeordnet und sind z. T. bis heute noch nicht vollständig abgeschlossen. Den größten Eingriff im Nördlichen Grenzmoor stellte dabei der Bau der A 28 dar. Da der Hochmoortorf kein tragfähiger Boden ist, wurde das Moor im Bereich des nördlichen Südgeorgsfehner Moores auf der ganzen Trassenlänge bis zum mineralischen Untergrund ausgebaggert und mit Sand aufgefüllt (FANSA & SCHNEIDER 1999).

Der industrielle Torfabbau kam schließlich 1983 mit dem Auslaufen der Torfpachtverträge mit dem Land Niedersachsen zum Erliegen. Um die Folgenutzung der abgetorften Flächen gab es bereits im Vorfeld große Konflikte zwischen den Verfechtern einer landwirtschaftlichen Nutzung und den Naturschützern, die eine Unterschutzstellung und Wiedervernässungsmaßnahmen forderten (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS 1977, WIEGLEB et al. 1978, SCHNEEKLOTH 1978, LÜDERWALDT & SCHMATZLER 1979). Letztendlich setzte sich der Naturschutz durch und die Leegmoorflächen wurden noch 1983 als Naturschutzgebiet Stapeler Moor ausgewiesen. Darüber hinaus wurden im selben Jahr die auf der oldenburgischen Seite gelegenen Restmoorflächen Herrenmoor (158 ha) und Spolsener Moor (245 ha) entsprechend der Vorschläge von WIEGLEB et al. (1978) als Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen und 1986 in Naturschutzgebiete umgewandelt. Die naturschutzfachliche Bearbeitung dieses Schutzgebietsnetzes wurde in der Folgezeit vom Planungsbüro IBL aus Oldenburg in Zusammenarbeit mit der Bezirksregierung Weser-Ems vorgenommen. Wiedervernässungs- und Pflegemaßnahmen, sowie Monitoring von Flora und Fauna wurden im Rahmen verschiedener Pflege- und Entwicklungspläne konzipiert und durchgeführt (u. a. LABUS 1984, HERR 1988, BRUX & HERR 1992).

III. Ergebnisteil

1. Flora

1.1. Methoden

1.1.1. Abgrenzung der untersuchten Fläche

Im Naturschutzgebiet Lengener Meer wurden im Zeitraum von 2003 bis 2006 umfangreiche vegetationsökologische Untersuchungen durchgeführt. Die Ergebnisse werden in den folgenden Kapiteln dargestellt und zum größten Teil in Gegenüberstellung mit historischen Daten diskutiert. Zunächst erfolgt eine Auseinandersetzung mit dem floristischen Arteninventar, gefolgt von einer Betrachtung der Vegetation des Gebiets; abschließend wird der Nährstoffhaushalt erörtert.
Alle Untersuchungen und Vergleiche im Kapitel Flora beziehen sich ausschließlich auf die Kernfläche des Naturschutzgebiets, um Randeffekte möglichst auszuschließen (s. II.1.1.). Dabei wurde bei den aktuellen Erhebungen das floristische Untersuchungsgebiet ab 5 m Abstand zu den jeweiligen Grenzgräben bzw. Grenzwegen definiert. Alle Flächen außerhalb dieses Kerngebiets (aber innerhalb der NSG-Grenzen) wurden dementsprechend als Gebietsrand betrachtet. Bei der Auswertung der historischen Quellen war diese Abgrenzung allerdings nicht immer eindeutig nachzuvollziehen (s. u., s. III.1.2.).

1.1.2. Freilanduntersuchungen

Die aktuelle Flora des Naturschutzgebiets wurde im Gelände gezielt erfasst, häufig kam es auch zu Zufallsfunden während der übrigen Freilanduntersuchungen. Zur Bestimmung der Gefäßpflanzen wurde JÄGER & WERNER (2005, „ROTHMALER") verwandt. Ausnahmen waren die Hybride *Drosera* x *obovata* MERT. & KOCH, die mit Hilfe von SEBALD (1992) und WEBER (1995) bestimmt wurde und die Art *Trichophorum cespitosum* (L.) HARTM., deren Subspezies nach SWAN (1999) und durch schriftliche Korrespondenz mit E. Foerster, determiniert wurden.

Mit Ausnahme von *Drosera anglica* Huds., deren Synonym *Drosera longifolia* L. nach MCNEILL et al. (2006) nicht mehr verwendet werden sollte, richtet sich die Nomenklatur der Gefäßpflanzen nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Die von SWAN (1999) neu beschriebene *Trichophorum cespitosum* nothosubsp. *foersteri* Swan ist dort allerdings noch nicht aufgeführt.
Bei der Erfassung der Flora wurde eine Gesamtartenliste der vorkommenden Gefäßpflanzen erstellt. Arten der Roten Liste von Niedersachsen (GARVE 2004) wurden zusätzlich nach den Methoden des Niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms (SCHACHERER 2001) in ihrer Populationsgröße erfasst und dem NLWKN gemeldet. Die Fundorte der Rote-Liste-Arten wurden mit einem GPS-Handgerät der Firma Garmin mit einer Genauigkeit von wenigen Metern eingemessen und anschließend in die vorhandene Untersuchungsgebiets-Datei der GIS-Software ArcView, Version 3.3a, übertragen. Dabei wurden isoliert vorkommende Individuen einzeln erfasst; größere Populationen wurden als Gesamtheit im Zentrum des Vorkommens eingemessen.
Für die Moose und Flechten des Untersuchungsgebiets wurden ebenfalls Gesamtlisten erfasst; für Arten der Roten Liste (HAUCK 1992, KOPERSKI 1999) wurden dabei jedoch keine zusätzlichen Daten erhoben. Die Bestimmung der Torfmoose wurde nach DIERSSEN (1996), BOUMAN (2002) und NEBEL & PHILIPPI (2005) vorgenommen, die Determination der übrigen Moose und die Nomenklatur aller Bryophyten richteten sich nach FRAHM & FREY (2004). Lebermoose wurden zusätzlich anhand von LANDWEHR (1980), die Flechten nach WIRTH (1995) bestimmt. Epiphytische Flechten auf Bäumen wurden dabei nicht berücksichtigt. Unterstützung bei der gezielten Nachsuche von Kryptogamen im Gelände und bei der Nachbestimmung dieser Gruppe erfolgte durch T. Homm, Elsfleth.

1.1.3. Auswertung historischer Florenlisten

Für das Naturschutzgebiet gibt es eine ganze Reihe von Florenlisten aus unterschiedlichen Zeiträumen (Tab. 1). Dabei handelt es sich sowohl um Angaben aus Regionalfloren (BUCHENAU 1936, van DIEKEN 1970) als auch um gebietsspezifische Listen aus Gutachten und wissenschaftlichen Veröffentlichungen. Da diese von verschiedenen Bearbeitern erstellt wurden besitzen sie unterschiedliche Qualitäten, so z. B. in der Nomenklatur oder in der Berücksichtigung von häufigeren Arten. Darüber hinaus enthalten einige Listen teilweise auch Moose und Flechten, während sich andere nur auf Gefäßpflanzen beschränken. Die Auswertung dieser Listen wird daher getrennt für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten vorgenommen; die Nomenklatur aller Listen wurde nach den o. g. Standardlisten und Florenwerken aktualisiert.

Tab. 1: Übersicht über die Quellen der Florenlisten für das NSG Lengener Meer.

Autor	BUCHENAU (van DIEKEN)	LEEGE & NITZSCHKE*	LANGER-FELDT*	van DIEKEN	MÜLLER	van DIEKEN	WIEGLEB et al.	LABUS	BRUX et al.
Jahr	1936	1937	1938	1956	1968	1970	1978	1984	1995

* Aus den Gebietsakten der Bezirksregierung Weser-Ems (jetzt NLWKN Oldenburg-Brake).

Die Angaben von van DIEKEN in der Flora von BUCHENAU (1936) wurden in Tab. 2 (S. 50) mit Hilfe der gebietsspezifischen Florenliste von LEEGE & NITZSCHKE um die damals noch häufigen und daher wohl nicht explizit für das Lengener Meer erwähnten Arten *Dactylorhiza maculata* und *Menyanthes trifoliata* ergänzt. Diese Liste wurde 1937 an die Naturschutzbehörde versandt, ist aber vermutlich schon älter und wurde mit großer Wahrscheinlichkeit unter Beteiligung von van DIEKEN erstellt (van DIEKEN (1956) erwähnt einen Besuch am Lengener Meer mit O. Leege bereits im Sommer 1931).
In den drei Auflagen der Flora von MEYER & van DIEKEN (1937, 1947, 1949) finden sich keine grundlegenden Änderungen zu den o. g. Quellen, daher wurden daraus keine separaten Florenlisten erstellt, zumal dort auch nur seinerzeit seltene Arten mit Fundorten genannt werden. Ebenfalls keine separate Florenliste aufgestellt wurde anhand der Semesterarbeit von SCHULZE (1954), die jedoch aufgrund ihrer z. T. detaillierten Angaben zu den Pflanzenarten im Westteil des Gebiets bei der Analyse der Vorkommen der Rote-Liste-Gefäßpflanzen und der übrigen Gefäßpflanzen wertvolle Informationen lieferte.
Bei der Auswertung des zeitlichen Rückgangs der Rote-Liste-Arten anhand der Artenlisten (Abb. 29, S. 52) wurden in späteren Artenlisten (wieder-) gefundene Vorkommen für alle vorherigen Artenlisten ebenfalls als vorhanden eingestuft unter der Annahme, dass diese Arten bis dahin lediglich übersehen worden sind.

In den Florenlisten der unterschiedlichen Bearbeiter erscheint eine Reihe von Arten, die nicht der typischen Hochmoorflora angehören (MÜLLER 1965). Diese wurden mit großer Wahrscheinlichkeit nicht in der oben definierten Hochfläche des Naturschutzgebiets gefunden, sondern wuchsen vermutlich am Gebietsrand, am bzw. im Seitengraben oder auf dem Zollweg. Daher bleiben diese Arten in der floristischen Auswertung unberücksichtigt. Die nachträgliche Zuordnung dieser Arten zum Gebietsrand war dabei nicht in allen Fällen eindeutig und kann deswegen mit Fehlern behaftet sein. Hilfreich bei der Auswahl der kerngebietsfremden Arten waren SCHULZE (1954) und eine vom Autor durchgeführte Erfassung des Arteninventars des Zollwegs während der Geländearbeiten.

Folgende Arten der Florenlisten wurden dem Gebietsrand bzw. Zollweg zugeordnet:
Arnica montana (1,2), *Betula pendula* (3,4,5), *Isolepis fluitans* (2), *Galium pumilum* (1,2, Fehlbestimmung?), *Galium saxatile* (1,2,5), *Galium uliginosum* (1,2), *Gentiana pneumonanthe* (1), *Illecebrum verticillatum* (1,2), *Juncus capitatus* (2, Fehlbestimmung?), *Osmunda regalis* (5), *Parnassia palustris* (1), *Pedicularis sylvatica* (1,5), *Polygonum minus* (2), *Potamogeton polygonifolius* (1), *Radiola linoides* (1). Bearbeiter: 1 – LEEGE & NITZSCHKE 1937; 2 – LANGERFELDT 1938; 3 – MÜLLER 1968; 4 – WIEGLEB et al. 1978; 5 – Huntke 2003-2006 (Art nur am Gebietsrand vorhanden).

Im Kataster der Pflanzenarten-Erfassung des NLWKN in Hildesheim wurden die Meldebögen für Gefäßpflanzen der Roten Liste von Niedersachsen (GARVE 1993, 2004) für das Gebiet des Naturschutzgebiets Lengener Meer eingesehen und ausgewertet. Neben dem Informationsgehalt bezüglich der Präsenz bzw. Absenz der gefährdeten Arten enthalten die Meldebögen des NLWKN zusätzlich auch Angaben zur Abundanz in Form von definierten Häufigkeitsklassen. Eine gezielte Auswertung in Hinblick auf Abundanzveränderungen der gemeldeten Arten konnte anhand der Daten allerdings nicht durchgeführt werden, da im Datensatz starke bearbeiterspezifische Unschärfen auftreten und eine deutliche Abgrenzung zum NSG Spolsener Moor bei vielen Meldungen nicht vorgenommen wurde.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde die Auswertung der Entwicklung der Gefäßpflanzen-Vorkommen im folgenden Ergebnisteil getrennt für die gefährdeten Arten der Roten Liste von Niedersachsen (GARVE 2004) und die übrigen Gefäßpflanzen vorgenommen.

1.2. Ergebnisse

1.2.1. Entwicklung der Gefäßpflanzen der Roten Liste von Niedersachsen 1936-2006

1.2.1.1. Der Artenbestand im Spiegel der Zeit

Vom NSG Lengener Meer liegen seit 1936 aus fast jedem Jahrzehnt Artenlisten vor (Tab. 2). Die ersten drei Angaben stammen aus der Zeit der Schutzgebietsplanung und vermitteln einen Eindruck des Artenbestands des Gebiets, dass sich zu diesem Zeitpunkt von der vor ca. einem halben Jahrhundert zuvor aufgegebenen Moorbrandkultur regenerierte, ansonsten aber noch größtenteils von tieferen Eingriffen des Menschen verschont geblieben war (s. II.4.).

Erste umfangreiche Angaben zur Flora des Lengener Meeres finden sich in der Flora von BUCHENAU (1936), die erst in der zehnten Auflage auch das Gebiet von Ostfriesland beinhaltet. Die Informationen zur ostfriesischen Festlandflora stammen dabei von J. van Dieken. Dieser geht im einführenden Teil zur Flora (S. 67) sogar speziell auf das Lengener Meer ein und nennt dort als besondere Seltenheiten *Scheuchzeria palustris*, *Carex limosa* und *Hammarbya paludosa*. Weitere Angaben finden sich im Speziellen Teil der Flora.

In den Akten der Bezirksregierung Weser-Ems befinden sich zwei maschinengeschriebene Listen aus derselben Zeit. Die ältere stammt von den ostfriesischen Naturkundlern O. Leege und H. Nitzschke. Darin werden die Angaben von van DIEKEN bestätigt und um (damals noch!) häufigere Arten ergänzt, die bei BUCHENAU (1936) nicht explizit mit Fundortangaben versehen sind.

Während der Schutzgebietsplanungen verfasste J. Langerfeldt im Jahr 1938 ein Gutachten über das Gebiet, in dem er ebenfalls eine Artenliste aufstellte. Im Gegensatz zu vorigen Liste wurden hier auch Torfmoose, Laubmoose und Flechten aufgenommen. Interessant ist, dass hier bereits einige Arten der Listen von van DIEKEN und LEEGE & NITZSCHKE nicht mehr wieder gefunden werden konnten, so z. B. *Hammarbya paludosa* oder *Scheuchzeria palustris*. Erste Erwähnung fand hingegen *Trichophorum cespitosum*, allerdings ohne Angabe der Subspezies.

Im Jahr 1956 veröffentlichte van DIEKEN einen Artikel über das Lengener Meer im Ostfriesischen Hauskalender. Neben einer allgemeinen Beschreibung des Gebiets wurden auch alle bemerkenswerten Pflanzenarten erwähnt. Das Verschwinden von *Hammarbya paludosa* und

Scheuchzeria palustris wird hier bestätigt, darüber hinaus wird auch *Carex limosa* als ausgestorben genannt. Als Ursache des Erlöschens der Fundorte am Westufer des Meeres wurde der zeitweise starke Wasserentzug genannt (s. IV.2.2. u. Anhang zu II.). Der bemerkenswerte Neufund von *Eriophorum gracile* im Jahre 1943 „an einem Tümpel" (MEYER & van DIEKEN 1947) wird in dieser Veröffentlichung nur indirekt erwähnt („… das Wollgras (Püüske), das mit drei Arten am Meer vertreten ist").

Tab. 2: Florenlisten des Lengener Meeres im Vergleich (Arten der Roten Liste von Niedersachsen).

Art	Rote-Liste-Status	Van DIEKEN 1936	Van DIEKEN 1956	MÜLLER 1968	van DIEKEN 1970	WIEGLEB et al. 1978	LABUS 1984	BRUX et al. 1995	Huntke 2006
Andromeda polifolia	3	+	+	+		+	+	+	+
Carex limosa	1	+	–	–	–	+	+	–	–
Carex panicea	3	+[2]	–	+	–	+	+	–	+
Dactylorhiza maculata	2[4]	+[1]	+	+	+	+	+	+	–
Drosera intermedia	3	+	+	+		+		+	+
Drosera anglica	1	+	+	+	+	–	+	+	+
Drosera rotundifolia	3	+	+	+		+	+	+	+
Drosera x *obovata*	1	+		+	+		+		+
Eriophorum gracile	0		+		–			–	–
Hammarbya paludosa	1	+	–		–	–	–	–	–
Lycopodiella inundata	3	+[2]		+		–	–		–
Menyanthes trifoliata	3	+[1]		+		+	+	–	–
Myrica gale	3	+[2]	+	+		+	+	+	+
Narthecium ossifragum	3	+	+	+		+	+	+	+
Rhynchospora alba	3	+	+	+		+	+	+	+
Scheuchzeria palustris	2	+	–	–	–	–	(+)[3]	–	–
Trichophorum cesp. agg.	R	+	+	+		+			+
Utricularia minor	3	+	+	+	+			–	–
Vaccinium oxycoccos	3	+	+	+	+	+	+	+	+

Leeres Feld: Art nicht erwähnt, +: Art vorhanden; –: Art ausdrücklich nicht mehr vorhanden; [1] ergänzt nach LEEGE & NITZSCHKE 1937 und LANGERFELDT 1938; [2] ergänzt nach LANGERFELDT 1938; [3] unklar, ob im Kerngebiet; [4] Status der ssp. *elodes*.

In einer Veröffentlichung über vegetationskundliche Untersuchungen am Lengener Meer und am Ewigen Meer bei Aurich von MÜLLER aus dem Jahre 1968 wird ebenfalls eine Florenliste vorgelegt, die neben den Gefäßpflanzen auch eine umfangreiche Liste der Flechten und Moose des Gebiets enthält (s. III.1.2.3.). Darin finden sich in Bezug auf die Gefäßpflanzen jedoch keine wesentlichen Änderungen zu van DIEKEN (1956), und einige Fundangaben werden auch aus obigen Quellen übernommen, ohne durch eigene Beobachtungen bestätigt zu sein (so z. B. *Hammarbya paludosa*).

Im Rahmen von Schutzgebietsplanungen für das Stapeler- und Neudorfer Moor wird auch das bestehende NSG von WIEGLEB et al. (1978) erneut untersucht. Die Ergebnisse werden in einem Gutachten zusammengefasst, das auch Artenlisten der Gefäßpflanzen, Moose und

Flechten enthält. Dabei wird im Wesentlichen der Stand von van DIEKEN (1956) bestätigt, mit Ausnahme von *Carex limosa*, die nach einer mündlichen Mitteilung von J. Schwaar (Bremen) noch vorhanden sein soll. Nicht mehr gefunden wurde hingegen *Lycopodiella inundata*. Es wird aber darauf hingewiesen, dass aufgrund der Größe und der Unbegehbarkeit des Gebiets nicht sicher von einem Aussterben der betreffenden Arten ausgegangen werden kann.

Auch im folgenden Jahrzehnt wird der Stapeler-Moor-Komplex wieder ausführlich untersucht und ein Pflege- und Entwicklungsplan für das Gebiet aufgestellt. In diesem Gutachten von LABUS aus dem Jahre 1984 wurde die Gefäßpflanzen-Liste von WIEGLEB et al. (1978) und die Moos- und Flechtenliste von MÜLLER (1968) übernommen, darüber hinaus finden sich im Text jedoch auch eigene Beobachtungen und Hinweise von Dr. Klinger vom Botanischen Garten in Oldenburg. Dieser bestätigt die Vorkommen von *Scheuchzeria palustris* (eventuell außerhalb des Kerngebiets, s. u.) und *Carex limosa* für 1983.
Die jüngste Liste stammt aus dem Jahre 1993 von dem Planungsbüro IBL, das im Rahmen des Entwicklungsprogramms Ostfriesische Hochmoore Bestanderhebungen durchführte. In dem 1995 veröffentlichten Gutachten wird ausführlich auf den Status der aus dem Gebiet früher oder aktuell bekannten, gefährdeten Arten eingegangen. Eine nahezu vollständige Artenliste lässt sich darüber hinaus aus den Vegetationsaufnahmen entnehmen. Trotz gezielter Suche konnten *Hammarbya paludosa*, *Carex limosa* und *Scheuchzeria palustris* 1993 nicht nachgewiesen werden, weiterhin wurden die weniger intensiv nachgesuchten Arten *Eriophorum gracile*, *Menyanthes trifoliata* und *Utricularia minor* ebenfalls nicht gefunden.
Bei den Freilanduntersuchungen im Rahmen dieser Arbeit konnten die Ergebnisse von BRUX et al. weitgehend bestätigt werden, d. h. die 1993 nicht mehr nachgewiesenen Arten konnten auch in den Jahren 2003 bis 2006 trotz intensiver Nachsuche nicht mehr aufgefunden werden. Darüber hinaus wurde *Dactylorhiza maculata* im Gebiet nicht angetroffen, obwohl BRUX et al. noch mehrere hundert blühende Exemplare feststellten.
Somit sind von den 19 im NSG Lengener Meer ehemals vorkommenden Arten der aktuellen Roten Liste von Niedersachsen seit den 1930er Jahren acht Arten mit großer Wahrscheinlichkeit ausgestorben, das entspricht einem Anteil von 42 %. Der zeitliche Verlauf dieses Rückgangs ist dabei relativ gleichmäßig (Abb. 29). In der ersten Phase des Artenrückganges zwischen 1930 und 1950 verschwanden *Hammarbya paludosa*, *Scheuchzeria palustris* und *Eriophorum gracile*. Seit den 1970er Jahren wurden *Utricularia minor* und *Lycopodiella inundata* nicht mehr gesehen. Innerhalb der letzten 10 Jahre konnte für *Carex limosa*, *Menyanthes trifoliata* und *Dactylorhiza maculata* kein Nachweis mehr erbracht werden.

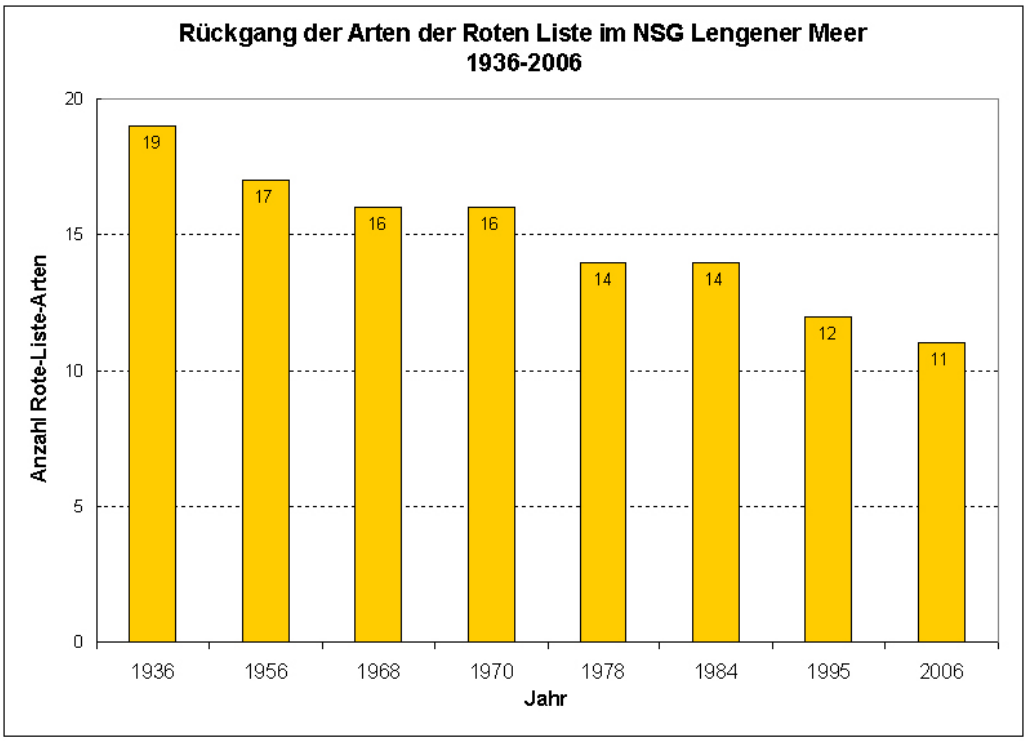


Abb. 29: Rückgang der Arten der Roten Liste (GARVE 2004) im Untersuchungsgebiet seit 1936.

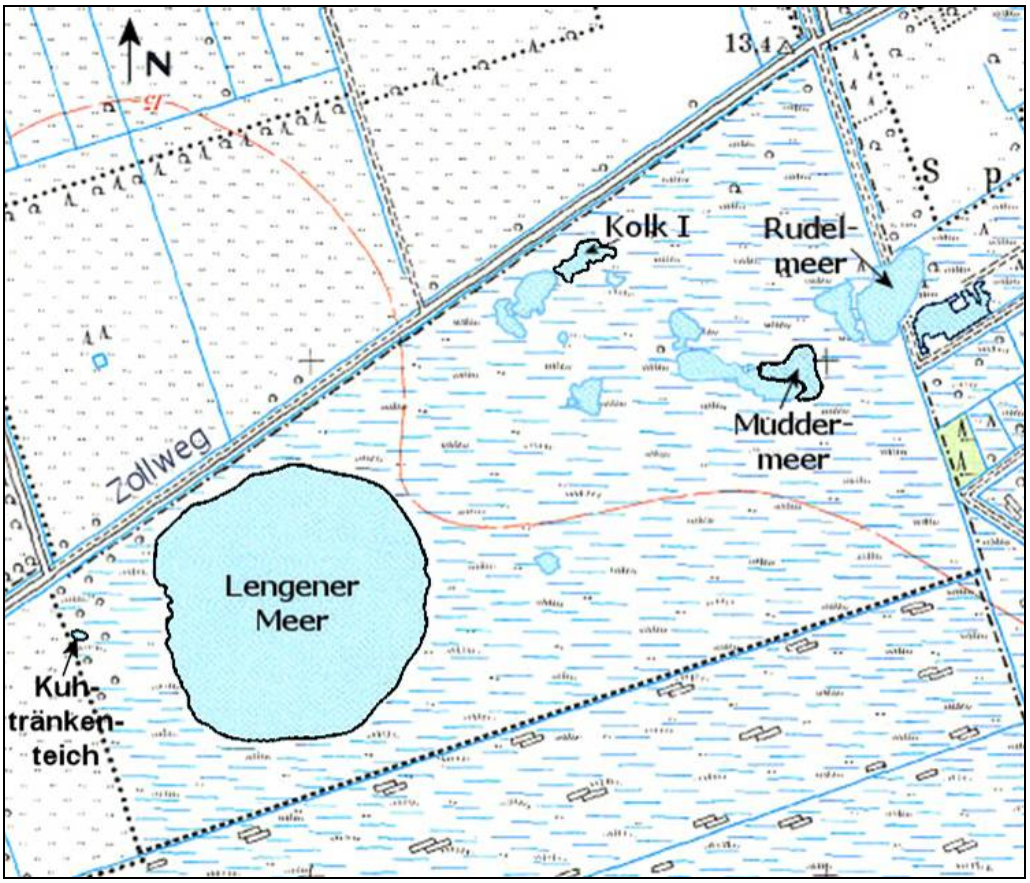


Abb. 30: Geographische Übersicht des Naturschutzgebiets Lengener Meer. Inzwischen verlandete Kolke sind hellblau, aktuell noch vorhandene Wasserflächen sind schwarz umrandet. Auszug aus der topographischen Karte 1:25000 © LGN.

1.2.1.2. Detaillierte Informationen zu den Arten

Im Folgenden werden alle im Gebiet bisher nachgewiesenen Gefäßpflanzen der Roten Liste standörtlich charakterisiert, ihre Bestandsentwicklung im Gebiet dargestellt und eine Einschätzung der aktuellen und zukünftigen Gefährdung vorgenommen und begründet (Tab. 3).

Tab. 3: Einschätzung der Gefährdung der aktuell im NSG Lengener Meer vorkommenden Rote-Liste-Arten.

Art	**Gefährdungsprognose**		
	aktuell	**mittel-fristig**	**lang-fristig**
Andromeda polifolia	4	4	4
Carex panicea	3	3	2
Drosera intermedia	4	3	2
Drosera anglica	2	2	1
Drosera rotundifolia	4	4	4
Drosera x *obovata*	2	2	1
Myrica gale	4	4	4
Narthecium ossifragum	4	4	3
Rhynchospora alba	4	3	2
Trichophorum cesp. agg.	4	4	3
Vaccinium oxycoccos	4	4	4

Kategorien: 1 - vom Aussterben bedroht; 2 - stark gefährdet; 3 – gefährdet; 4 – ungefährdet

Andromeda polifolia: Die Rosmarinheide besiedelt im Gebiet die Bultgesellschaften in einer weiten Amplitude von flachen, initialen Bulten über die hohen, trockenen *Polytrichum*-Bulte bis hin zum trockenen Degenerationsstadium der *Calluna*-Heide (Abb. 32). In den *Molinia*-Stadien und Gehölzgesellschaften ist sie nicht mehr zu finden. *Andromeda* wurde durchgehend seit 1936 im Gebiet beobachtet und ist auch heute noch flächendeckend mit einer hohen Individuenzahl von mehreren Tausend Exemplaren vorhanden. Vermutlich hat sie durch die Entwässerung des Gebiets bisher sogar profitiert, da sich dadurch die Bultgesellschaften auf Kosten der Schlenken ausbreiten konnten. Eine zukünftige Gefährdung ist daher auch langfristig zunächst nicht zu erwarten.

Carex limosa: Als Kennart der Schlenkengesellschaften besiedelt die seltene Schlammsegge nasse Schlenken und die Schwingrasen der Kolke. Im Gebiet wurde die Art zunächst im Schwingrasen des Lengener Meeres beobachtet (indirekt ableitbar aus van DIEKEN 1956), wo sie im Zuge der starken Vegetationsveränderung durch Entwässerung in diesem Bereich schon früh verschwand (s. IV.2.2.). PILLE (1976) erwähnt ein Vorkommen im Schwingrasen

des Rudelmeers am Ostrand des Gebiets (Abb. 30). Ein weiterer Fundort am Muddermeer wurde noch in den 1980er Jahren bestätigt (BRUX et al. 1995), die Art konnte jedoch in den aktuellen Untersuchungen dort und auch im übrigen Gebiet nicht mehr aufgefunden werden. Dennoch kann ein Aussterben nicht mit Sicherheit angenommen werden, da die Pflanze sehr unscheinbar ist und daher leicht übersehen werden kann, vor allem im vegetativen Zustand.

Carex panicea: Bei der Hirsensegge handelt es sich eigentlich um eine Niedermoorart, die demzufolge ursprünglich wohl nur in der Umgebung der Kolke anzutreffen war. Über die ehemalige Verbreitung im Gebiet ist nichts bekannt, heute findet man sie sporadisch an lückigen Stellen im Pfeifengrasbereich am Nordrand des NSG. Ferner ist sie außerhalb des Kerngebiets großflächig am Wegrand des Zollweges anzutreffen, zusammen mit der ebenfalls stark gefährdeten *Pedicularis sylvatica*. Die Zukunft der Art im Untersuchungsgebiet ist abhängig von der weiteren Entwicklung der Pfeifengrasbestände, bei weiterer Austrocknung werden diese dichter und verdrängen dadurch die niedrige Segge.

***Dactylorhiza maculata* s. str.**: Das gefleckte Knabenkraut im engeren Sinne (nach ARBEITSKREISE HEIMISCHE ORCHIDEEN (2005) nun synonym zur ssp. *elodes*) besiedelt in atlantischen Hochmooren Bultgesellschaften und Heidestadien. Am Lengener Meer wurde die Art von allen Bearbeitern nachgewiesen und war bis in die 1990er Jahre noch in großer Individuenzahl anzutreffen (BRUX et al. 1995). Neben typischen Pflanzen wurden im Gebiet auch Übergangsformen zu *Dactylorhiza sphagnicola* beobachtet, die eventuell Hybriden darstellten (BRUX et al. 1995, ARBEITSKREISE HEIMISCHE ORCHIDEEN 2005). *Dactylorhiza sphagnicola* wurde allerdings nie eindeutig im Gebiet nachgewiesen (laut KRETSCHMER (mündl.) ist die Angabe in ARBEITSKREISE HEIMISCHE ORCHIDEEN (2005: 314) nicht korrekt). Während der aktuellen Untersuchungen wurde in drei Jahren nicht ein einziges Exemplar der Orchidee gefunden, obwohl es für ein plötzliches Aussterben der Art keine offensichtlichen Gründe gibt.
Die Angabe „*Orchis inercartus*, Vorkommen fraglich" (wohl ein Tippfehler, vermutlich ist *O. incarnatus* gemeint) bei LANGERFELDT (1938) beruht mit hoher Wahrscheinlichkeit auf einer Fehlbestimmung.

Drosera: Im Gebiet sind alle drei Arten der Gattung und die Hybride *D.* x *obovata* (*D. anglica* x *rotundifolia*) nachgewiesen worden und auch heute noch anzutreffen (Abb. 31).
D. intermedia ist in Schlenkengesellschaften, Schwingrasen und auf Trittstellen zerstreut anzutreffen und ist im ganzen Gebiet noch mit mehreren hundert Exemplaren vertreten. Durch die Entwässerung des Gebiets kommt es jedoch zu einem starken Rückgang der Schlenken. Daher könnte die Art langfristig in ihrem Bestand zurückgehen.

D. rotundifolia, die eine breitere Standortamplitude von nassen Schlenken bis hin zu trockenen Bulten besitzt, ist noch wesentlich häufiger als vorgenannte Art. Ähnlich wie bei *Andromeda* ist für diese Art auch auf Lange Sicht kein stärkerer Rückgang anzunehmen.

Im Gegensatz dazu ist die Schlenkenart ***D. anglica*** schon immer selten gewesen (BUCHENAU 1936). Bei einer gezielten Nachsuche im Jahre 2004 wurden alle ganz oder teilweise verlandeten Kolke gründlich nach *D. anglica* abgesucht. Dabei wurde der bekannte Fundort im Schwingrasen des Muddermeers bestätigt und ein weiterer in einem verlandeten Kolk südlich von Kolk I neu entdeckt (Abb. 30; Abb. 34, S. 62). Während die Population am Muddermeer mit ca. 120 Individuen noch sehr groß ist, sind südlich von Kolk I nur noch 2 Exemplare vorhanden, weshalb diese Population sehr stark gefährdet ist. Insgesamt zeigt *D. anglica* in Niedersachsen einen sehr starken Rückgang auch in Gebieten mit einstmals großen Populationen (HUNTKE 2007), so dass trotz des großen Bestandes im NSG das langfristige Überleben der Population nicht gesichert ist.

SCHULZE gibt für 1954 noch mehrere Fundorte von *D. anglica* für die südliche und östliche Umgebung des Lengener Meeres an. Auch im Rahmen des Pflanzenarten-Erfassungsprogramms werden noch 1987 in der westlichen Gebietshälfte einige Exemplare gemeldet. Es liegt daher nahe, dass die Art ursprünglich wahrscheinlich zerstreut in den Schlenken des gesamten Gebiets vorgekommen ist und sich dann schon bei der beginnenden Austrocknung in die Schwingrasen der Kolke zurückgezogen hat.

Die Hybride ***D.* x *obovata*** ist aktuell ebenfalls an beiden o. g. Fundorten vorhanden, wenn auch insgesamt seltener (HUNTKE 2005). Während 2004 am Muddermeer ca. 30 Individuen zu finden waren, konnten südlich von Kolk I noch sieben Exemplare nachgewiesen werden, also wesentlich mehr als von der Elternart *D. anglica*. Dies veranschaulicht die höhere Robustheit von Hybriden gegenüber ihren Elternarten (Heterosiseffekt), die es ihnen ermöglicht, bei verschlechternden Bedingungen noch länger zu persistieren (Abb. 32). Dennoch ist aufgrund der Entwässerung und der Gefährdung der Elternart *D. anglica* auch für diese Sippe das langfristige Überleben nicht sicher.

D.* x *belezeana (*D. intermedia* x *D. rotundifolia*), die nach Angaben von van DIEKEN (1970) 1935 ebenfalls am Lengener Meer gefunden wurde, konnte trotz gezielter Nachsuche in 2005 rezent nicht nachgewiesen werden. Da beide Elternarten jedoch im Gebiet häufig sind, kann ein aktuelles oder zukünftiges Vorkommen nicht ausgeschlossen werden.

Abb. 31: Dieses historische Foto von J. Brandes aus dem Jahre 1965 zeigt alle vier Sonnentauarten des NSG Lengener Meeres im Schwingrasen des Rudelmeers. Im Vordergrund von links nach rechts: *Drosera rotundifolia*, *Drosera intermedia*, *Drosera anglica*, *Drosera* x *obovata*. Quelle: Stadtarchiv Wittmund.

Eriophorum gracile: Das schlanke Wollgras, eine Art von Flach- und Zwischenmooren, war in Nordwestdeutschland schon immer sehr selten und gilt hier inzwischen als ausgestorben (GARVE 1994, 2004). Die Angabe aus MEYER & van DIEKEN (1947) ist der einzige Nachweis der Art am Lengener Meer. Da *E. gracile* nur bei sehr genauer Untersuchung von *E. angustifolium* unterschieden werden kann, ist es im Gelände sehr leicht zu übersehen und bei der großen Häufigkeit von *E. angustifolium* ist es fast unmöglich, die Art gezielt nachzusuchen. Daher ist es einerseits gut möglich, dass das genannte Vorkommen und eventuelle weitere immer noch im Gebiet existieren und bisher lediglich übersehen worden sind.

Andererseits muss auch in Frage gestellt werden, ob die Art tatsächlich nachgewiesen wurde oder die Angabe (und andere in NWD?) auf einer Fehlbestimmung beruhen. Anhaltspunkte dafür wären die nicht ganz zum Gebiet passenden Standortangaben in der Literatur (OBERDORFER 2001: *Caricion lasiocarpae*), darüber hinaus wird *E. gracile* in van DIEKEN (1970) überhaupt nicht mehr erwähnt. Auch in MÜLLERs systematischem Verzeichnis der Hochmoorarten Nordwestdeutschlands (1965) wird die Art nicht erwähnt. Mangels Nachvollziehbarkeit muss diese Frage jedoch weiterhin offen bleiben.

Die Nennung von *Eriophorum latifolium* bei LANGERFELDT (1938) beruht wahrscheinlich entweder auf einer Fehlbestimmung oder bezieht sich auf den Zollweg (s. III.1.1.3.).

Hammarbya paludosa: Diese kleine Erdorchidee besiedelt Schlenken und Zwischenmoorstandorte. Im Gebiet war sie im Schwingrasen am Westrand des Lengener Meeres vorhanden (van DIEKEN 1956), wo sie von LEEGE & NITZSCHKE noch „in wenigen Stücken" in den frühen 1930er Jahren gefunden wurde. Bereits 1938 konnte LANGERFELDT die Art nicht mehr nachweisen, auch später wurde sie nicht mehr gefunden. Vermutlich verschwand sie etwa zeitgleich mit *Carex limosa* und *Scheuchzeria palustris* an dieser Stelle.

Abb. 32: Arten der Roten Liste von Niedersachsen im NSG Lengener Meer. Oben links: *Andromeda polifolia*; oben Mitte: Schwingrasen mit Dominanz von *Rhynchospora alba*; oben rechts: *Narthecium ossifragum*; unten links: Bult mit *Vaccinium oxycoccos* (und *Polytrichum strictum*, *Sphagnum magellanicum*, *Eriophorum angustifolium*); unten rechts: Ein kräftiges Exemplar von *Drosera* x *obovata* mit reicher Beute.

Lycopodiella inundata: Als Pionier auf offenen Torf- und Sandböden war der Sumpf-Bärlapp vermutlich einst auf offenem Torfschlamm, in Schlenken und an Kolkufern im Gebiet zu finden. Da durch den Bau des Zollwegs im Gebiet zusätzlich ein Sekundärstandort geschaffen wurde, war die Zuordnung der Angabe bei LANGERFELDT (1938) zum Kerngebiet oder zum Gebietsrand nicht eindeutig möglich. Lediglich MÜLLER (1968) gibt als Standort „auf nacktem Torf" an und verweist dadurch mit großer Wahrscheinlichkeit auf das Kerngebiet. Nach 1968 wurde die Art nur noch auf dem Zollweg gefunden, wo sie letztmalig 2003 für das NLWKN kartiert wurde. 2004-2006 konnte auch dort kein Nachweis mehr erbracht werden.

Menyanthes trifoliata: Der Fieberklee war als Verlandungspionier einstmals häufig seeseitig dem Torfmoos-Schwingrasen in den Kolken vorgelagert und kam dort auch isoliert in Flachwasserstellen vor. Bilder von J. Brandes aus den 1950er und 1960er Jahren belegen dies eindrucksvoll für das Lengener Meer und das Muddermeer, vermutlich war er sogar in den meisten Kolken im Gebiet anzutreffen (Abb. 100, S. 144). Bei den aktuellen Untersuchungen konnte die Art jedoch nicht mehr im Gebiet nachgewiesen werden, da allen Kolken mit noch offenen Wasserflächen inzwischen die dem Schwingrasen vorgelagerten Pioniere *Menyanthes trifoliata* und *Carex rostrata* fehlen (s. III.2.2.1.1). Zuletzt wurde der Fieberklee 1991 im westlichen Gebietsteil auf einer Fläche von >50 m^2 nachgewiesen (NLWKN-Daten).

Myrica gale: Im Gegensatz zu allen anderen Rote-Liste-Arten profitiert der Gagelstrauch von der Entwässerung und ist im Gebiet in stetiger Ausbreitung begriffen. Besonders am Rande der (z. T. ehemaligen) Wasserflächen zeigt er ein üppiges Wachstum und bildet dort hohe und dichte Bestände (s. III.2.2.1.3; Abb. 85, S. 137). Auch in den naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen ist der Gagel vorhanden, bleibt dort aber aufgrund der hohen Wasserstände und der Nährstoffarmut ein nur ca. 30 cm hoher Zwergstrauch mit sehr lichten Beständen (Abb. 50, S. 101). Zwischen diesen beiden Extremen sind je nach Wasser- und Nährstoffhaushalt alle Zwischenformen im Gelände vertreten. Sein Vorkommen in den naturnahen Gesellschaften darf aber nicht als Störungshinweis interpretiert werden, da *Myrica gale* im Gegensatz zu den Hochmooren des Binnenlandes in den Küstenhochmooren aufgrund des Salzeinflusses des Meeres schon immer in dieser Zwergform aufgetreten ist (MÜLLER 1965). Nach starken Frösten konnte im Gebiet ein Absterben der größeren Exemplare der Zwergform in den Bult-Schlenken-Komplexen beobachtet werden. Eventuell ist dies neben dem Nährstoffmangel ein weiterer Grund für die geringe Wuchshöhe des Gagelstrauchs in diesem Bereich.

Narthecium ossifragum: Auch für den Beinbrech bewirkt der Salzeinfluss des Meeres eine Verschiebung seiner Standortamplitude von den Feuchtheiden des Binnenlandes in den nährstoffärmeren Hochmoorbereich hinein, so dass dessen üppiges Vorkommen am Lengener Meer ähnlich wie beim Gagelstrauch nicht als Störung zu interpretieren ist. Im Gegensatz zu *Myrica* breitet sich *Narthecium* bei einer Entwässerung jedoch nur im Heidestadium zunächst weiter aus, bei weiterer Entwässerung muss er jedoch bald der Konkurrenz von *Molinia caerulea* und den Gehölzen weichen. Der Bestand am Lengener Meer umfasst mehrere Tausend Exemplare und ist damit bemerkenswert groß für Norddeutschland (Abb. 32). Daher ist eine langfristige Gefährdung der Art im Gebiet nur zu erwarten, wenn sich die Gehölze flächendeckend ausbreiten sollten (s. III.2.2.5.).

Rhynchospora alba: Die Schnabelsimse ist in Schlenken und Schwingrasen im ganzen Gebiet häufig (Abb. 32). Echte Schlenken finden sich noch im zentralen Teil des Gebiets, darüber hinaus sind sie im Randbereich meist streifenförmig als Relikte der Moorbrandparzellen vorhanden. Größere Flächen nimmt *Rhynchospora alba* in den Schwingrasen der ganz oder teilweise verlandeten Kolke ein. Trotz der weiten Verbreitung im NSG hat der Bestand vermutlich einen erheblichen Rückgang im Zuge der Entwässerung erfahren, der ähnlich wie bei *D. intermedia* durch die Sukzession in den Schwingrasen und Schlenken bei gleich bleibender oder verstärkter Entwässerung auch noch weiter fortschreiten wird.

Scheuchzeria palustris: Ähnlich wie *Carex limosa* und *Hammarbya palustris* wurde die Blasenbinse im Schwingrasen des Lengener Meeres vermutlich bereits in den 1930er Jahren ein Opfer der Entwässerung des Meeres (s. o.). Schon in der Liste von LANGERFELDT (1938) wird sie als „nicht mehr beobachtet" aufgeführt. Auch spätere Bearbeiter fanden sie an dieser Stelle nicht wieder. Van DIEKEN berichtete MÜLLER (1968) von einem weiteren Vorkommen an einem anderen Kolk im Gebiet, das 1968 jedoch ebenfalls nicht mehr bestätigt werden konnte. Darüber hinaus kam die Art nach van DIEKEN (1970) „im Sumpfmoor nördlich des Meeres" vor, womit allerdings vermutlich eine Fläche außerhalb des damaligen NSG gemeint war. Auf welchen dieser beiden Fundorte sich die Angabe von P. Klinger in LABUS (1984) bezieht, ist unklar. Seit 1993 sind alle Vorkommen von *Scheuchzeria* mit großer Wahrscheinlichkeit erloschen.

***Trichophorum cespitosum* s. l.**: Die Rasensimse mit ihren bestimmungskritischen Unterarten wurde im Gebiet bisher meist nur auf Artniveau kartiert. Sie ist hauptsächlich in trockeneren Bultgesellschaften im nordöstlichen Teil des NSG und am Nordrand der Gebietsmitte zu finden (Abb. 34). Darüber hinaus tritt sie auch auf Trampelpfaden in *Molinia*-Bereichen

am Ostrand südlich des Rudelmeers und östlich des Lengener Meeres auf, wo sie offensichtlich von den Trittschäden am Pfeifengras profitiert (Abb. 33). Da die trockeneren Bultgesellschaften am Gebietsrand auf längere Sicht durch Gehölzaufwuchs gefährdet sind, ist zumindest für diesen Wuchsort der Rasensimse eine langfristige Gefährdung anzunehmen.
Die Vegetationsaufnahmen von SCHULZE (1954) und MÜLLER (1968) belegen, dass die Art früher auch in ungestörten Bultgesellschaften und sogar in den Schlenken vorkam, wo sie heute jedoch nicht mehr anzutreffen ist. Es hat sich im Gebiet also eine Verschiebung der standörtlichen Amplitude in trockenere Bereiche und Störstellen vollzogen, wobei die Ursache hierfür nicht zu erkennen ist.
Unter den Subspezies von *Trichophorum* ist die ssp. *germanicum* in den Heide- und Hochmooren des Tieflandes weit verbreitet, während die in montanen Hochmooren häufige *ssp. cespitosum* bis vor kurzem noch als rein montan-subalpine Unterart angesehen wurde (so z. B. in WEBER 1995). Die floristische Kartierung Niedersachsens (GARVE 1994) ergab jedoch auch Fundorte der ssp. *cespitosum* im Flachland, die allerdings bei kritischer Überprüfung der kürzlich neu beschriebenen nothosssp. *foersteri* (SWAN 1999) zugeordnet werden mussten (GARVE, mündl.).
Am Lengener Meer wurde *Trichophorum cespitosum* im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen auf das Vorhandensein der Subspezies überprüft. Dabei konnte zumindest in einem Fall sicher die **ssp. *cespitosum*** nachgewiesen werden (FOERSTER, mündl.). Nach dem derzeitigen Kenntnisstand handelt es sich dabei um den einzigen gesicherten Nachweis im niedersächsischen Tiefland (GARVE, mündl.). Darüber hinaus wurde auch die **nothossp. *foersteri*** identifiziert, während die eigentlich zu erwartende *spp. germanicum* im Gebiet nicht gefunden wurde. Genaue Aussagen über die Verteilung der beiden Sippen im Gebiet können jedoch nicht gemacht werden, da diese nur durch einen aufwändigen anatomischen und statistischen Vergleich der Merkmale stichhaltig auseinander gehalten werden können, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war. Das Vorkommen der Hybride der beiden Subspezies legt allerdings nahe, dass auch die ssp. *germanicum* zumindest in der Vergangenheit dort ebenfalls vorgekommen sein muss.

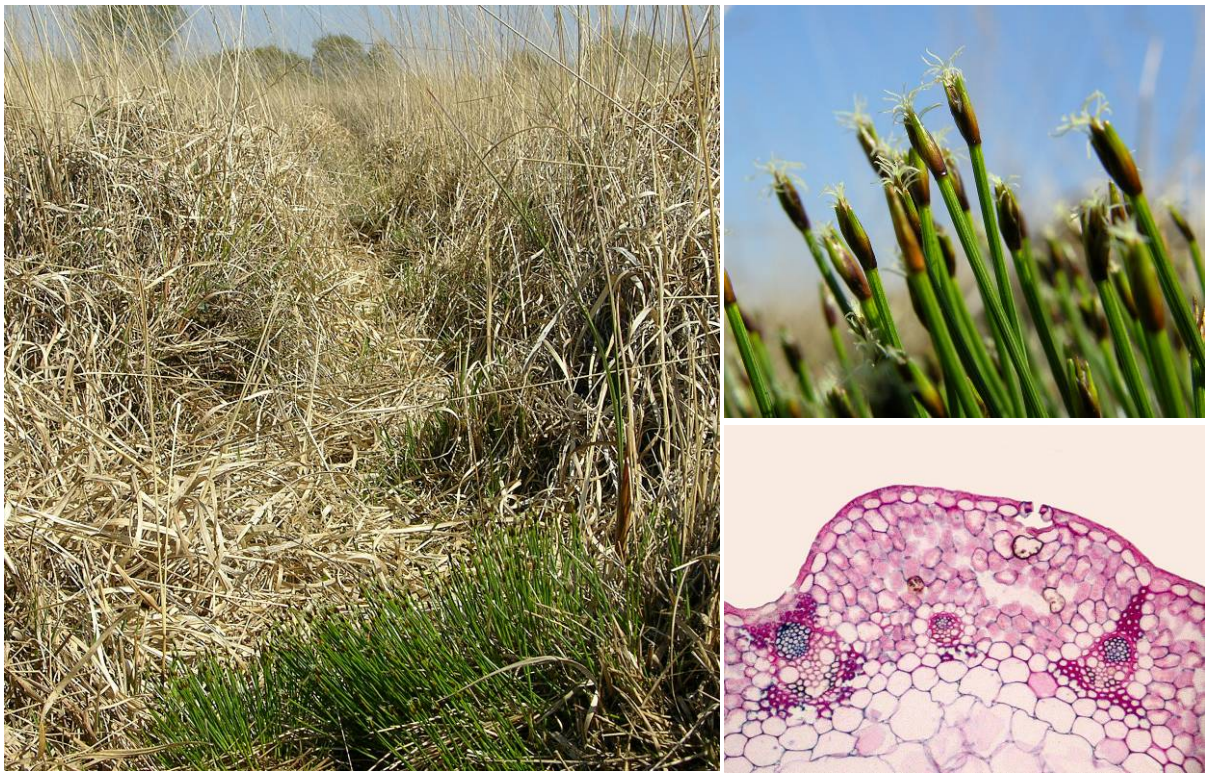


Abb. 33: Links: Sekundärer Wuchsort von *Trichophorum cespitosum* s. l. auf einem Trampelpfad am Lengener Meer, rechts oben: Detailaufnahme der Blüten. Rechts unten: Der Spross von *Trichophorum cespitosum* nothossp. *foersteri* im Querschnitt (Vergr. ca. 1000x). Ein ausgeprägtes Aerenchym wie bei *T. c.* ssp. *germanicum* ist nicht vorhanden, die Abgrenzung von *T. c.* ssp. *cespitosum* erfolgt statistisch anhand des Längenverhältnisses zwischen Blattspreite und Blattscheidenöffnung.

Utricularia minor: Der kleine Wasserschlauch ist eine submerse Wasserpflanze, die in Hochmooren Kolke, überschwemmte Schlenken und flache Gräben besiedelt. Im Untersuchungsgebiet wurde sie bis in die 1960er Jahre beobachtet (MÜLLER 1968, van DIEKEN 1970). Dabei berichtete van DIEKEN (1956), dass die Art im Gebiet „in der Nähe des Meeres nicht selten" vorkam, während bei MÜLLER (1968) „in Gräben" als Fundort angegeben wurde. Seit 1978 (WIEGLEB et al.) gibt es jedoch keine Fundmeldungen mehr und auch während der aktuellen Untersuchungen konnte kein Exemplar gefunden werden. Allerdings ist *U. minor* im Gelände sehr leicht zu übersehen, so dass nicht mit völliger Sicherheit von einem Aussterben im Gebiet ausgegangen werden kann. Beispielsweise berichtete van DIEKEN (1956), die Art mehrere Jahre nicht gesehen zu haben, bis er sie 1955 plötzlich wieder fand.

Vaccinium oxycoccos: Unter den Arten der Roten Liste gehört die Moosbeere wohl zu den am wenigsten gefährdeten Arten. Sie ist in den Bultgesellschaften in einer ähnlich weiten Standortsamplitude wie die Rosmarinheide (s. o.) vertreten und daher im ganzen Gebiet häufig (Abb. 32). Eine zukünftige Gefährdung ist zurzeit nicht zu erwarten.

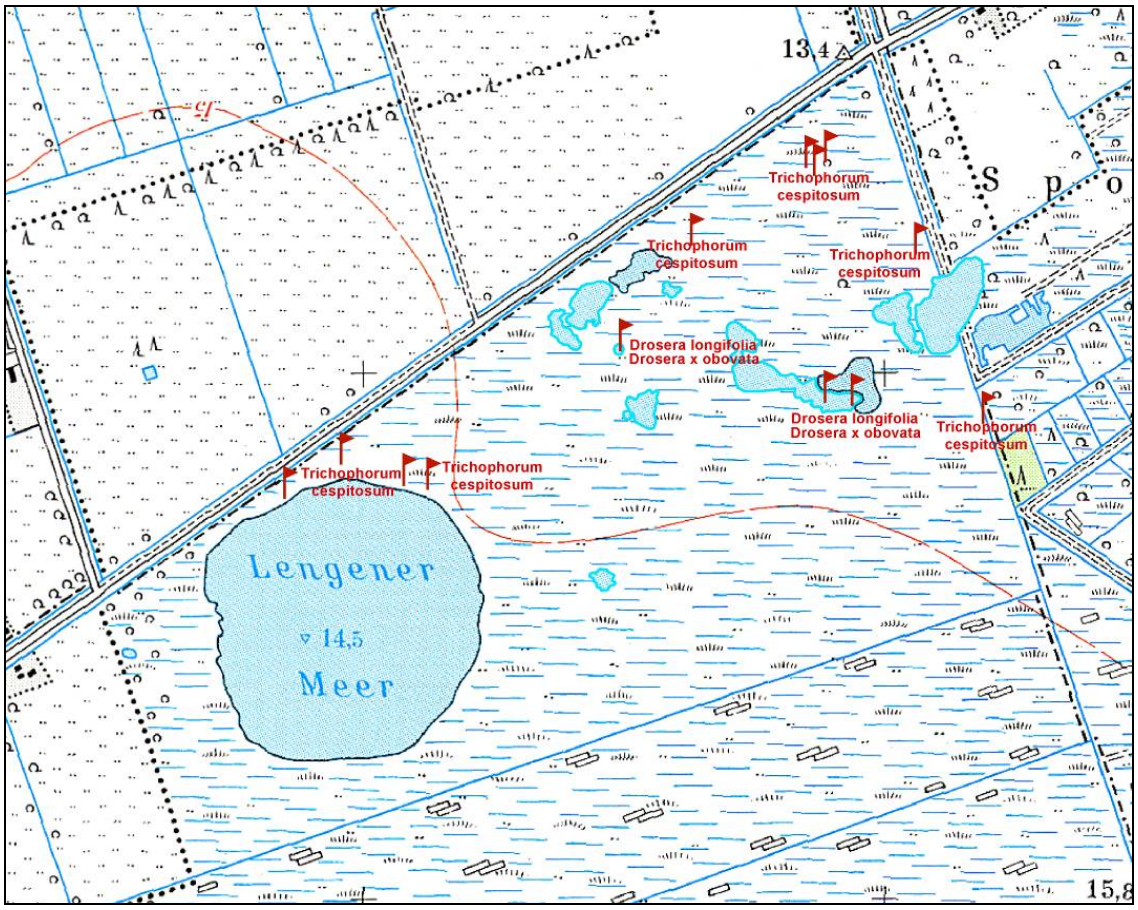


Abb. 34: Fundorte der im Gebiet punktuell verbreiteten Rote-Liste-Arten *Trichophorum cespitosum* s. l., *Drosera anglica* und *Drosera* x *obovata*. Die übrigen gefährdeten Arten sind flächendeckend im NSG vertreten. Auszug aus der topographischen Karte 1:25000 © LGN.

1.2.2. Entwicklung der ungefährdeten Gefäßpflanzen

Aufgrund der nahezu identischen Artenlisten von LEEGE & NITSCHKE (1937) und LANGERFELDT (1938) einerseits und MÜLLER (1968) und WIEGLEB et al. (1978) andererseits wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit bei der Auswertung der Vorkommen der übrigen Gefäßpflanzen nur die jeweils letztgenannten Quellen verwandt (Tab. 4). Darüber hinaus wurden die Angaben von SCHULZE (1954) berücksichtigt.

In der floristischen Entwicklung eines beliebigen Untersuchungsgebiets lassen sich meist zwei Tendenzen feststellen: das Aussterben und die Neueinwanderung von Arten. Ein völlig unveränderter Artenbestand tritt hingegen zumindest auf lange Sicht auch in völlig naturnahen Biotopen praktisch nie auf. Auch am Lengener Meer ist ein Erlöschen von Arten einerseits und (anders als bei den Rote-Liste-Arten) eine Neubesiedelung von vormals gebietsfremden Arten zu beobachten. Dabei sind im Verhältnis wesentlich mehr Arten neu aufgetreten als verschwunden.

Bei den nicht mehr nachgewiesenen Arten handelt es sich um euminerobiontische Moorarten und Ruderalpflanzen. Erstere kamen mit großer Wahrscheinlichkeit ursprünglich an den Rändern der Kolke vor, wie bei MÜLLER (1965, 1973) dargestellt. Im Zuge der Entwässerung des Gebiets haben sich in diesen Bereichen der Gagelstrauch und das Pfeifengras sehr stark ausgebreitet und dort vermutlich die konkurrenzschwächeren Arten *Carex canescens*, *Eleocharis palustris*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus bulbosus* und *Potentilla palustris* verdrängt. Die Vorkommen von *Juncus bufonius* (SCHULZE (1954): „Auf einem alten Weg im Süden") und *Hydrocotyle vulgaris* (ebenda: „Sehr wenig im Abflussgraben im Norden") sind wohl ebenfalls im Zuge dieser Ausbreitung des Pfeifengrases verschwunden.

Auf Trampelpfaden und an Jagd-Unterständen in der unmittelbaren Umgebung des Meeres kamen zwischenzeitlich einige Ruderalarten vor (SCHULZE (1954). Es handelte sich dabei um *Rumex acetosella*, *Epilobium angustifolium*, *Galinsoga* spec., *Urtica dioica* und *Plantago major*. PILLE (1976) berichtet von einer ähnlichen Artenkombination an einer Ruderalstelle im Nordostteil des Gebiets. Nach der Abnahme des Nutzungsdruckes im Laufe der Jahre verschwanden diese gebietsfremden Arten bei der Ausbreitung von Pfeifengras und Gagelstrauch wieder und sind heute nicht mehr anzutreffen.

Im Schwingrasen des Lengener Meeres gab es kleinflächige Bestände von *Phragmites australis* und *Typha latifolia* (SCHULZE 1954, MÜLLER 1968). Diese wurden im Rahmen der aktuellen Untersuchungen nicht mehr beobachtet. Vermutlich war hier der Nährstoffgehalt nicht hoch genug für eine dauerhafte Etablierung oder sie wurden vom vordringenden Gagelgebüsch auskonkurriert.

Die Weiden *Salix aurita* und *Salix repens* wurden von SCHULZE (1954) vereinzelt im Südwesten und im aufkommenden Gebüschgürtel westlich vom Lengener Meer nachgewiesen. Ferner gibt auch PILLE (1976) Weidenvorkommen für den Ostrand des Gebiets an. Vermutlich wurden diese Bestände von dem sich entwickelnden Birkenwald durch Beschattung verdrängt. Im gesamten Kerngebiet wurden aktuell keine Weiden mehr beobachtet, am Gebietsrand und am Zollweg sind hingegen beide Arten heute noch anzutreffen.

Zu den zehn neu eingebürgerten Arten im NSG Lengener Meer zählen hingegen überwiegend Arten der Laubwälder (Querco-Fagetea). Dabei treten die Arten *Dryopteris dilatata*, *Ilex aquifolium*, *Polygonatum multiflorum* und *Quercus robur* hauptsächlich in dem Birkenwald am nordwestlichen Gebietsrand auf (Abb. 35). Dieses Gebiet zeigt damit eine deutliche Entwicklung vom reinen Moorbirkenpionierwald hin zu einem mesophilen Laubwald vom Typ des Birken-Eichenwaldes (Betulo-Quercetum). Allerdings wurde 2006 im Rahmen der Verwallungsmaßnahmen am westlichen Gebietsrand etwa dreiviertel dieses Waldes entfernt, so dass einige Vorkommen vermutlich dabei wieder erloschen sind.

Andere (Vor-) Waldarten wie *Populus tremula*, *Prunus serotina* und auch *Quercus robur* sind in Einzelexemplaren auch am Rande des Gebiets anzutreffen. Ferner treten sie als Keimlinge auch in der zentralen Hochmoorfläche auf, wo sie sich jedoch meist nicht dauerhaft etablieren können. Die Ansiedelung von *Festuca rubra* ssp. *rubra* im Heidestadium am nordöstlichen Gebietsrand gibt einen Hinweis auf die starke Austrocknung in diesem Bereich, die es diesem mesophilen Gras ermöglicht, dort zu wachsen.

Abb. 35: Einblick in den Birkenwald am Nordwestrand des NSG Lengener Meer (links). Dieser Bestand ist inzwischen im Rahmen von Wiedervernässungsmaßnahmen entfernt worden. Die Detailaufnahme der Krautschicht (rechts) zeigt die hochmooruntypischen Laubwaldarten *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, *Polygonatum multiflorum* und *Prunus serotina*.

Während der Geländearbeiten wurde erstmals die Kultur-Heidelbeere (*Vaccinium angustifolium* x *corymbosum*) im Gebiet nachgewiesen. Diese Hybride wird auf einer Plantage ca. 1 km nördlich der Gebietsgrenze angebaut und hat sich vermutlich von dort aus über Vogelkot schon vor längerer Zeit im Gebiet angesiedelt. Ausgehend von zwei bis 2006 sehr groß gewordenen Mutterpflanzen südlich des Lengener Meeres (Abb. 36) und am Muddermeer erfolgte dann eine weitere Besiedelung des Naturschutzgebiets durch zahlreiche Jungpflanzen.
Nordamerikanische Kultur-Heidelbeeren verwildern in Niedersachsen bereits seit etwa 40 Jahren in starkem Maße in entwässerten Hochmooren und Kiefernforsten (SCHEPKER et al. 1997). Dabei können sie z. T. Massenbestände ausbilden und dadurch die moortypische Vegetation stark schädigen. Eine Entfernung dieser Pflanzen in Schutzgebieten ist daher empfehlenswert (GARVE, mündl.). Daher wurden vom Autor alle angetroffenen Jungpflanzen beseitigt, die Entfernung der Mutterpflanzen wird durch die Moorverwaltung erfolgen.

Abb. 36: Das größte Exemplar der wuchskräftigen nordamerikanischen Kultur-Heidelbeere *(Vaccinium angustifolium* x *corymbosum*) im NSG Lengener Meer im November 2007. Dieser Neubürger ist im Herbst schon von weitem an seiner roten Blattfärbung zu erkennen.

Abgesehen von den floristischen Veränderungen konnten 16 ungefährdete Arten im Gebiet ununterbrochen nachgewiesen werden. Dabei handelt es sich um Arten der Hochmoorplateauflächen (*Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum*, *Pinus sylvestris*), um Arten der minerotrophen Kolkränder (*Betula pubescens*, *Carex nigra*, *Carex rostrata*, *Dryopteris carthusiana*, *Juncus effusus*, *Molinia caerulea*) und um Arten von randlichen Störungsstadien (*Frangula alnus*, *Potentilla erecta*, *Sorbus aucuparia*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*). Diese Einschätzung bezieht sich auf naturnahe Hochmoore sensu WEBER (1902) und MÜLLER (1965), wobei die meisten dieser Arten selbstverständlich nicht auf Hochmoore beschränkt sind.

Das Auftreten der Moorrandarten in den frühesten Artenlisten zeigt, dass schon in den 1930er Jahren Störstadien im Gebiet vorhanden waren. Allerdings waren diese zu dieser Zeit nur sehr kleinräumig anzutreffen, so dass es sich bei den Funden nur um vereinzelte Exemplare gehandelt haben kann (vgl. SCHULZE 1954). Vermutlich traten die Gehölze damals noch überwiegend als Keimlinge oder einzelne Jungpflanzen auf, denn ausreichende Wuchsbedingungen waren für diese Arten dort wahrscheinlich erst seit kurzer Zeit vorhanden (s. III.2.2.3.).

Tab. 4: Artenbestand der übrigen Gefäßpflanzen (ohne Rote-Liste-Arten) im NSG Lengener Meer in der Vergangenheit und heute.

Art	LANGERFELDT 1938	SCHULZE 1954	WIEGLEB 1978	Huntke 2003-2006
Agrostis canina	–	–	+	+
Betula pubescens	+	+	+	+
Calluna vulgaris	+	+	+	+
Carex canescens	–	–	+	–
Carex nigra	+	–	+	+
Carex rostrata	+	+	+	+
Deschampsia flexuosa	–	+	+	+
Dryopteris carthusiana	+	+	+	+
Dryopteris dilatata	–	–	–	+
Eleocharis palustris	–	+	+	–
Empetrum nigrum	+	–	+	+
Epilobium angustifolium	+	+	+	–
Erica tetralix	+	+	+	+
Eriophorum angustifolium	+	+	+	+
Eriophorum vaginatum	+	+	+	+
Festuca rubra ssp. *rubra*	–	–	–	+
Frangula alnus	+	+	+	+
Galinsoga spec.	–	+	–	–
Hydrocotyle vulgaris	+	+	+	–
Ilex aquifolium	–	–	–	+
Juncus bufonius	–	+	–	–
Juncus bulbosus	+[1]	–	+	–
Juncus effusus	+	+	+	+
Molinia caerulea	+	+	+	+
Pinus sylvestris	+	+	+	+
Phragmites australis	–	+	–	–
Plantago major	–	+	–	–
Polygonatum multiflorum	–	–	–	+
Populus tremula	–	–	–	+
Potentilla erecta	+	+	+	+
Potentilla palustris	+	–	+	–
Prunus serotina	–	–	–	+
Quercus robur	–	–	+	+
Rubus fruticosus agg.	+	+	+	+
Rumex acetosella	+	+	+	–
Salix aurita	+	+	+	–
Salix repens	+	+	+	–
Sorbus aucuparia	+	+	+	+
Urtica dioica	–	+	–	–
Vaccinium angustifolium x *corymbosum*	–	–	–	+
Vaccinium myrtillus	+	+	+	+
Vaccinium vitis-idaea	+	+	+	+

[1] Wahrscheinliche Fehlbestimmung als *J. supinus*. Ferner: *Typha latifolia* (nur bei MÜLLER 1968).

Tab. 5: Gesamtliste der 39 Gefäßpflanzen des NSG Lengener Meer (Kerngebiet) im Jahr 2006. Arten der Roten Liste von Niedersachsen sind mit R! gekennzeichnet.

Agrostis canina
Andromeda polifolia R!
Betula pubescens
Calluna vulgaris
Carex nigra
Carex panicea
Carex rostrata
Deschampsia flexuosa
Drosera intermedia R!
Drosera anglica R!
Drosera rotundifolia R!
Drosera x obovata R!
Dryopteris carthusiana
Dryopteris dilatata
Empetrum nigrum
Erica tetralix
Eriophorum angustifolium
Eriophorum vaginatum
Festuca rubra ssp. *rubra*
Frangula alnus
Ilex aquifolium
Juncus effusus
Molinia caerulea
Myrica gale R!
Narthecium ossifragum R!
Pinus sylvestris
Polygonatum multiflorum
Populus tremula
Potentilla erecta
Prunus serotina
Quercus robur
Rhynchospora alba R!
Rubus fruticosus agg.
Sorbus aucuparia
Trichophorum cespitosum nothossp. *foersteri* R!
Trichophorum cespitosum ssp. *cespitosum* R!
Vaccinium angustifolium x *corymbosum*
Vaccinium myrtillus
Vaccinium oxycoccos R!

1.2.3. Entwicklung der Moos- und Flechtenflora

Umfassende Untersuchungen zur Kryptogamenflora des Lengener Meeres finden sich nur bei MÜLLER (1968). Dieser stellte eine ausführliche Artenliste des Gebiets auf, welche neben den Laub- und Torfmoosen auch die Lebermoose und Flechten umfasste. Aufgrund dieser noch relativ früh in der Schutzgebietsentwicklung vorgenommenen Untersuchungen spiegelt die Liste (abgesehen von der direkten Umgebung des Meeres, s. o.) einen Gebietszustand mit nur leichten Störungen wider. Weitere Angaben über die Kryptogamen des Gebiets finden sich bei LANGERFELDT (1938) und KOPPE (1964). Wie bei den Gefäßpflanzen folgt ein Vergleich der historischen Daten mit den Ergebnissen der Freilanduntersuchungen 2003-2006 (Tab. 6).

Veränderungen der Lebermoosvorkommen

Lebermoose sind sehr kleine Organismen, die in Hochmooren in Torfmoos-Polstern, auf rohem Torf und an der Basis von Pfeifengras-Horsten zu finden sind. Aufgrund dieser eher versteckten Lebensweise sind Nachweise von Lebermoosen, vor allem in großen Gebieten wie dem Lengener Meer, immer mit einer starken Unschärfe behaftet. Daher kann nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die historischen und aktuellen Listen den jeweiligen gesamten Artbestand des NSG umfassen und die 2006 nicht nachgewiesenen Arten tatsächlich ausgestorben sind. Die folgenden Ausführungen über die Veränderungen im Artbestand sind daher unter Vorbehalt zu betrachten.

Im Jahr 1968 konnte MÜLLER 13 Lebermoosarten im Gebiet nachweisen. Davon konnten 2006 elf Arten wiedergefunden werden, lediglich *Cephalozia bicuspidata* und *Riccardia chamaedryfolia* blieben ohne Nachweis. Bei ersterer Art handelt es sich um einen Besiedler von Roherde und morschem Holz, also nicht um eine ausschließliche Hochmoorart. Auch *R. chamaedryfolia* ist als Schlamm- und Torfböden bevorzugende Art nicht an Moorlebensräume gebunden.

Darüber hinaus wurde *Lophozia ventricosa* neu entdeckt, die ebenfalls Roherde und morsches Holz besiedelt und daher in naturnahen Hochmooren wohl ebenfalls eher an Störstellen und Abbaustadien von Bulten zu finden ist. Insgesamt ist die große Übereinstimmung der Lebermoosflora zwischen 1968 und 2006 als positiv zu bewerten.

Tab. 6: Historische und aktuell nachgewiesene Moosflora im NSG Lengener Meer. Der Rote-Liste-Status der Arten (KOPERSKI 1999) bezieht sich auf das niedersächsische Flachland.

Art	RL-Status Nds. (FL)	MÜLLER 1968	Huntke 2003-2006	
Aulacomnium palustre	V	+	+	
Brachythecium rutabulum	–	–	+	
Calliergon stramineum	V	+	–	
Calypogeia fissa	3	+	+	
Calypogeia muelleriana	–	+	+	
Calypogeia sphagnicola	2	+	+	
Campylopus introflexus	–	–	+	
Campylopus pyriformis	–	+	+	
Cephalozia bicuspidata	3	+	–	
Cephalozia connivens	V	+	+	
Cephalozia macrostachya	3	+	+	
Cephaloziella elachista	2	+	+	
Cladopodiella fluitans	2	+	+	
Dicranella cerviculata	–	+	+	
Dicranum bergeri	1	+	–	
Dicranum bonjeanii	3	+	–	
Dicranum scoparium	–	–	+	
Drepanocladus fluitans	–	+	+	
Eurhynchium striatum	–	–	+	
Gymnocolea inflata	V	+	+	
Hypnum cupressiforme	–	–	+	
Hypnum jutlandicum	–	+	+	
Kurzia pauciflora	3	+	+	
Leucobryum glaucum	–	+	+	
Lophozia ventricosa	3	–	+	
Mnium hornum	–	–	+	
Mylia anomala	3	+	+	
Odontoschisma sphagni	V	+	+	
Pleurozium schreberi	–	+	+	
Pohlia nutans	–	+	+	
Polytrichum commune	–	+	+	
Polytrichum longisetum	–	+	+	
Polytrichum strictum	V	+	+	
Riccardia chamaedryfolia	3	+	–	
Scleropodium purum	–	–	+	
Sphagnum balticum	1	+	–	
Sphagnum compactum	3	+	+	
Sphagnum cuspidatum	V	+	+	
Sphagnum fallax	–	+	+	
Sphagnum fimbriatum	–	+	+	
Sphagnum fuscum	1	–	–	KOPPE (1964)
Sphagnum magellanicum	3	+	+	
Sphagnum molle	3	+	+	
Sphagnum palustre	–	+	+	
Sphagnum papillosum	3	+	+	
Sphagnum pulchrum	1	+	+	
Sphagnum rubellum	3	+	+	
Sphagnum subnitens	3	+	+	
Sphagnum tenellum	3	+	+	
Tetraphis pellucida	–	–	+	

Veränderungen der Laubmoosvorkommen (ohne *Sphagnum*)

Auch unter den Laubmoosen gibt es sehr kleine und daher leicht zu übersehende Arten, so dass das oben gesagte z. T. auch für die Laubmoose vorausgesetzt werden muss. An Laubmoosen (ohne *Sphagnum*) wurden 1968 14 Arten nachgewiesen, von denen 2006 drei nicht wiedergefunden werden konnten. Dabei handelt es sich um *Calliergon stramineum* (eigentlich eine Flachmoorart), *Dicranum bergeri* (Hochmoorbulte) und *Dicranum bonjeanii* (auch eigentlich eine Flachmoorart). Der Verlust der vom Aussterben bedrohten, reinen Hochmoorart *Dicranum bergeri* ist ein bedenklicher Befund für das Gebiet; allerdings handelt es sich bei den (ehemaligen) Vorkommen im nordwestdeutschen Tiefland um den Arealrand der hauptsächlich boreo-montan verbreiteten Art. Obwohl die beiden übrigen Arten keine reinen Hochmoorarten sind, ist auch ihr Verschwinden aussagekräftig, da sie in der Naturlandschaft an den minerotrophen Kolkrändern zu finden waren (MÜLLER 1965) und offensichtlich dort durch das starke Aufkommen des Pfeifengrases und des Gagelgebüsches verdrängt wurden.
Im Vergleich zu 1968 sind acht Laubmoose zur Florenliste neu hinzugekommen. Dabei handelt es sich überwiegend um Arten die in terrestrischen Laubwäldern, Gebüschen und Heiden vorkommen wie *Brachythecium rutabulum*, *Dicranum scoparium*, *Eurhynchium striatum*, *Hypnum cupressiforme*, *Mnium hornum* und *Scleropodium purum*. Ihr hauptsächliches Auftreten im Birkenwald am nordwestlichen Gebietsrand deckt sich mit den Vorkommen der neu aufgetretenen Gefäßpflanzen (s. III.1.2.2.) und belegt somit ebenfalls die starke Vegetationsveränderung in Richtung zum terrestrischen Laubwald in diesem Bereich.
Weiterhin konnte *Tetraphis pellucida* neu für das Gebiet festgestellt werden, die ausschließlich unter dichtem Gagelgebüsch zu finden war. Daher ist diese Art für das Gebiet ebenfalls als Störungszeiger zu bewerten.
Weiterhin neu hinzugekommen ist das neophytische Laubmoos *Campylopus introflexus* von der Südhalbkugel, das erst seit den 1940er Jahren von England her in Mitteleuropa eingewandert ist und sich dort vor allem in Küstendünen und Abtorfungsflächen ausbreitet (FRAHM & FREY 2004). Im Gebiet ist das Moos nur selten und an Störstellen anzutreffen, so dass eine Gefährdung der natürlichen Gesellschaften (wie in den Küstendünen) durch die Art zurzeit nicht besteht. Es liegt nahe, dass diese Art 1968 lediglich noch nicht am Lengener Meer angekommen war.

Sphagnum - Torfmoose

Das NSG Lengener Meer besitzt auch heute noch einen bemerkenswerten Bestand an Torfmoosen in überwiegend großflächigen Vorkommen. Von den 1968 von MÜLLER nachgewiesenen 13 Arten der Gattung Sphagnum konnten 2006 zwölf Arten wiedergefunden werden. Lediglich *Sphagnum balticum* konnte trotz intensiver Nachsuche nicht nachgewiesen werden. Diese überwiegend boreo-montan verbreitete Art der Schlenken (DIERSSEN 1996) ist inzwischen in Niedersachsen vom Aussterben bedroht und war dort schon immer sehr selten (MÜLLER 1965, KOPERSKI 1999). Da Formen von *S. balticum* bisweilen *S. fallax* sehr ähnlich sind, kann allerdings nicht mit völliger Sicherheit vom Fehlen der Art im Gebiet ausgegangen werden.

Bei KOPPE (1964) findet sich für das Lengener Meer ein Hinweis auf das Vorkommen von *Sphagnum fuscum* aus dem Jahr 1955. Dieses ebenfalls hauptsächlich boreo-montan verbreitete Torfmoos war ebenfalls an seinem Arealrand im nordwestdeutschen Tiefland schon immer sehr selten (vgl. *Dicranum bergeri*) und ist dort heute auch vom Aussterben bedroht (MÜLLER 1965, DIERSSEN 1996, KOPERSKI 1999). Bei den aktuellen Untersuchungen konnte auch diese Art nicht im Gebiet gefunden werden. Ein rezentes Vorkommen ist mangels jeglicher Nachweise nach 1955 sehr unwahrscheinlich, kann aber ebenfalls aufgrund der Flächengröße des Untersuchungsgebiets nicht völlig ausgeschlossen werden.

Weitere Schlenkenarten im Gebiet sind *S. cuspidatum*, *S. tenellum* und *S. pulchrum*. Erstere Art ist im Gebiet am häufigsten und kommt flächendeckend in den Schlenken und Schwingrasen der Kolke vor. Daneben kann es sogar in einer flutenden Form in flachen Bereichen die Wasserkörper der Kolke besiedeln. Wesentlich seltener ist *S. tenellum*, das in den aktuellen Untersuchungen nur vereinzelt in natürlichen, oder aus den Strukturen der Moorbrandkultur hervorgegangenen Schlenken vorkommt. In Verlandungs-Schwingrasen wurde die Art nicht beobachtet. Überwiegend dort anzutreffen ist hingegen *S. pulchrum*, das dort nach der Primärbesiedlung von *S. cuspidatum* diese Art ablöst, wenn diese das Oberflächenniveau in Bezug auf den Grundwasserstand um wenige mm angehoben hat (Abb. 37). Daneben ist *S. pulchrum* auch in den Schlenken der zentralen Fläche anzutreffen, wo es oft viele Quadratmeter flächendeckend einnimmt. Insgesamt besiedelt diese ebenfalls vom Aussterben bedrohte Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Nordwestdeutschland große Flächen des Untersuchungsgebiets, so dass der Bestand am Lengener Meer bundesweit als bemerkenswert und einzigartig einzustufen ist.

Abb. 37: Mischbestand der Schlenkenarten *Sphagnum cuspidatum* (hellgrün) und *Sphagnum pulchrum* (bräunlich) im noch relativ naturnahen Westrand des (ansonsten stark gestörten) Schwingrasens des Lengener Meeres. Weiterhin zu sehen sind *Drosera rotundifolia*, *Vaccinium oxycoccos* und *Eriophorum angustifolium*.

Alle Schlenkenarten sind in ihrem Bestand gefährdet, wenn die Entwässerung des Gebiets weiter fortschreitet. Besonders das ohnehin schon seltene *S. tenellum* wird dann vermutlich als erstes verschwunden sein, während die beiden anderen Arten wohl erst wesentlich später nach der Verlandung der restlichen Wasserflächen und der darauf folgenden Sukzession zu Bultgesellschaften im Gebiet aussterben werden. Angesichts der momentanen Situation wird dies allerdings wenn überhaupt eher langfristig eintreten (s. III.2.2.1.1.).

Die Bultsphagnen *S. papillosum* und *S. magellanicum* sind im Gebiet sehr häufig und in großer Flächenausdehnung anzutreffen (Abb. 38). *S. rubellum* besitzt hingegen nur zerstreute Vorkommen mit vergleichsweise kleinen Bulten. Stichprobenartige Nachbestimmungen der Sippe ergaben wie bei MÜLLER (1968) immer nur *S. rubellum* und nie das sehr ähnliche *S. capillifolium*. Eine Gefährdung der Bultsphagnen ist nur sehr langfristig zu erwarten, wenn sich auch die zentrale Hochmoorfläche bewaldet, was momentan auch auf lange Sicht nicht zu erwarten ist.

Abb. 38: Bult mit *Sphagnum magellanicum*. Dieses großblättrige Torfmoos ist meist anhand seiner rubinroten Färbung schon von weitem anzusprechen. Darüber hinaus sind *Erica tetralix*, *Calluna vulgaris* und *Eriophorum angustifolium* zu sehen.

Neben den Hochmoorarten kommen im Gebiet auch Sphagnen vor, die eher charakteristisch für Heide- und Zwischenmoorbereiche sind und daher entweder als Entwässerungszeiger zu bewerten sind oder Standorte mit geringer Torfauflage kennzeichnen (DIERSSEN 1972, FRAHM & FREY 2004, NEBEL & PHILIPPI 2005). Es handelt sich dabei um *S. compactum*, *S. molle* und *S. subnitens*, die vorwiegend im Nordostteil des Gebiets vorkommen. Dieser Bereich wurde schon in der Erstausgabe der TK25 (1898) als Heidebereich ausgewiesen und später durch Beprobungen von TÜXEN & SCHNEEKLOTH (1973, unveröffentlichte Originaldaten) als hoch im Moorkörper aufragende Geestkuppe mit einer Torfauflage von teilweise unter 1 m kartiert. Daher handelt es sich bei dem Vorkommen dieser drei Heidemoorarten wohl um ursprüngliche Vorkommen im Gebiet. Ähnlich wie bei den Bultsphagnen ist auch bei diesen Arten nur langfristig eine Gefährdung zu erwarten, falls sich dieser Bereich vollständig bewalden sollte. Angesichts der randlich stärker wirkenden Entwässerung und der geringen Torfmächtigkeit ist dies im Nordosten des Gebiets allerdings wesentlich wahrscheinlicher.

Mit hoher Wahrscheinlichkeit als sekundär einzustufen sind hingegen die Vorkommen von *Sphagnum fimbriatum* und *S. palustre*. Erstere Art ist fast ausschließlich in hohen und dichten Beständen von *Myrica gale* im ganzen Gebiet anzutreffen (Abb. 39), wo sie als schattentolerante Bruchwaldart gute Bedingungen vorfindet (DIERSSEN 1996, NEBEL & PHILIPPI 2005). Da der Gagelstrauch in der Naturlandschaft am Lengener Meer nur in niedrigen und lückigen Beständen vorgekommen ist, muss es sich bei den Vorkommen von *S. fimbriatum* um eine relativ junge Einwanderung handeln. Das gleiche gilt sicherlich auch für das ebenfalls schattentolerante *S. palustre* (NEBEL & PHILIPPI 2005), welches ebenfalls in Gagelgebüschen auftritt und zusätzlich zerstreut in den Birkenbeständen zu finden ist. Eine Gefährdung dieser Arten im Gebiet wird nur bei nahezu vollständiger Renaturierung der gesamten Fläche eintreten, was im Falle des (sehr unwahrscheinlichen) Eintretens jedoch für das Untersuchungsgebiet sogar als positive Entwicklung gewertet werden müsste.

Abb. 39: Das schattentolerante *Sphagnum fimbriatum* unter dichtem Gagelgebüsch.

Das minerotraphente *Sphagnum fallax* war früher in naturnahen Hochmooren insgesamt selten und nur an den Kolkrändern und Rüllen häufiger anzutreffen (MÜLLER 1965). Momentan ist es im NSG Lengener Meer in großer Flächenausdehnung im Schwingrasen des Lengener Meeres anzutreffen, wo es inzwischen die dort ursprünglichen Schlenkensphagnen fast vollständig verdrängt hat. Dieses Massenvorkommen ist daher als deutlicher Hinweis auf eine Veränderung der Umweltbedingungen an diesem Standort zu interpretieren (s. III.3.3.1.5.). Daneben ist es auch in den Grenzgräben und in den Gagelgebüschen vertreten, während es im zentralen Hochmoorbereich (noch?) weitgehend fehlt.

Veränderungen der Flechtenvorkommen

Die Flechtenflora im NSG Lengener Meer weist den stärksten Rückgang unter den erfassten Pflanzengruppen auf. Von den 23 historisch nachgewiesenen Arten konnten 2006 nur noch vier Arten wiedergefunden werden, was einem Rückgang von 83 % entspricht (Tab. 7). Betroffen sind davon einerseits solche Arten, die in Hochmooren überwiegend in den naturnahen Flächen, also den Bulten und Schlenken, anzutreffen sind. Dazu zählen nach MÜLLER (1965) *Cladonia cervicornis* ssp. *verticillata*, *Cladonia crispata*, *Cladonia pleurota*, *Cladonia squamosa*, *Cladonia uncialis*, *Cetraria aculeata* und *Cetraria muricata*.
Andererseits sind im Gebiet vor allem auch solche Arten verschwunden, die allgemein in Zwergstrauchheiden und auf (Torf-) Rohböden verbreitet sind (WIRTH 1995) und daher von der Degeneration des Hochmoores, zumindest in den Heidestadien, profitieren müssten. Als Ursache dieses allgemeinen Rückganges, der sich nicht auf Hochmoore beschränkt, sondern überregional in vielen Ökosystemen auftritt, wird vor allem die Luftverunreinigung angesehen. Durch das Fehlen eines Abschlussgewebes am Flechtenthallus sind diese Organismen im Gegensatz zu den höheren Pflanzen den Schadstoffen nahezu ungefiltert ausgesetzt und wurden dabei vor allem in der Mitte des 20. Jahrhunderts durch Schwefeldioxid geschädigt (GILBERT 1970, TÜRK et al. 1974). Aber auch eine Reihe von weiteren Luftschadstoffen wie Ozon, Stickoxiden und FCKW wirken schädigend auf das Wachstum, die Fortpflanzung und das empfindliche symbiotische Gleichgewicht der Flechten (SCHÖLLER 1997). Zusätzlich wirkt auch die luft- und niederschlagsgebundene Eutrophierung als indirekt schädigend, da durch den Nährstoffeintrag das Wachstum von Phanerogamen, Moosen und Algen gefördert wird, welche dadurch die konkurrenzschwachen Flechten verdrängen (WILLMANNS 1967, SCHÖLLER 1997).
Aufgrund dieser allgemeinen Einflussgrößen kann die starke Verarmung der Flechtenflora im Untersuchungsgebiet nur eingeschränkt zur Beurteilung der Entwicklung des NSG herangezogen werden, zumindest wenn es um die Auswirkungen der gebietsspezifischen Einflussgrößen, wie z. B. der Entwässerung, geht (s. IV.2.2.). Sicherlich spielt die randliche Ausbreitung des Pfeifengrases und die damit verbundene Verdrängung der flechtenreichen Heidestadien ebenfalls eine Rolle, letztendlich ist aber die Schädigung durch die Luftverunreinigung höher zu bewerten, zumal die Flechten auch in den relativ naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen nahezu ausgestorben sind.
Als Beleg für die generelle Verschlechterung der Umweltbedingungen für alle natürlichen Ökosysteme, und damit auch für das NSG Lengener Meer im Speziellen, ist der beobachtete Rückgang der Flechten jedoch sehr aussagekräftig.

Tab. 7: Historisch und aktuell nachgewiesene Flechtenflora im NSG Lengener Meer. Der Rote-Liste-Status bezieht sich auf Niedersachsen (HAUCKE 1992). Nicht berücksichtigt wurden epiphytische Flechten auf Bäumen.

Art	MÜLLER 1968	Huntke 2006	RL 1992	Synonym 1968	
Cetraria aculeata	+	–	3	*Corniculara tenuissima*	
Cetraria muricata	+	–	2	*Cornicularia muricata*	
Cladonia arbuscula ssp. *mitis*	+	–	–	*Cladonia mitis*	
Cladonia arbuscula ssp. *squarrosa*	+	–	–	*Cladonia sylvatica*	
Cladonia cervicornis ssp. *verticillata*	+	–	3	*Cladonia verticillata*	
Cladonia ciliata	+	–	3	*Cladonia tenuis*	
Cladonia crispata	+	–	2		
Cladonia fimbriata	+	+	–		
Cladonia furcata ssp. *furcata*	+	–	–		
Cladonia glauca	+	–	–		
Cladonia incrassata	+	+	2		
Cladonia macilenta ssp. *bacillaris*[1]	+	–	–	*Cladonia bacillaris*	
Cladonia macilenta ssp. *floerkeana*	+	–	–	*Cladonia floerkeana*	
Cladonia macilenta ssp. *macilenta*	+	–	–		
Cladonia pleurota	+	–	–		
Cladonia polydactyla	+	–	–		
Cladonia portentosa	+	+	–	*Cladonia impexa*	
Cladonia pyxidata ssp. *chlorophaea*	+	+	–	*Cladonia chlorophaea*	
Cladonia ramulosa	–	–	3	*Cladonia pityrea*	LANGERFELDT 1938
Cladonia scabriuscula	–	–	2		
Cladonia squamosa	+	–	–		
Cladonia uncialis	+	–	–		
Hypogymnia physodes	+	–	–	*Parmelia physodes*	

[1] *Cladonia macilenta* ssp. *bacillaris* wurde inzwischen mit *C. macilenta* spp. *macilenta* vereinigt.

1.2.4. Fazit der floristischen Entwicklung

Betrachtet man die Entwicklung der oben dargestellten Pflanzengruppen im NSG Lengener Meer rein quantitativ, so sind oberflächlich gesehen positive und negative Tendenzen zu beobachten (Tab. 8). Die Flechten und die Gefäßpflanzen der Roten Liste weisen im Gebiet mit -83 % bzw. -44 % einen starken Rückgang auf, während die Gesamtzahl der Gefäßpflanzen und die Anzahl der Moosarten in etwa auf gleichem Niveau geblieben sind. Im Gegensatz dazu konnten die übrigen Gefäßpflanzen bei großen Fluktuationen ihren Bestand insgesamt um 40 % erhöhen (Abb. 40).

Berücksichtigt man jedoch die in den vorherigen Kapiteln dargestellten qualitativen Aussagen der Standortsansprüche der verschollenen und neu hinzugekommenen Arten, so ergibt sich insgesamt ein überwiegend negatives Bild der floristischen Entwicklung im Untersuchungsgebiet. Das Aussterben der hochmoortypischen Arten belegt die Verschlechterung der Standortqualitäten insbesondere für solche Arten, die auf Hochmoore beschränkt sind. Aber

auch die Neubesiedelung des Gebiets durch hochmoorfremde Arten bestätigt diese zunehmende Tendenz zur Entfernung von einem naturnahen Zustand, zumindest für den Gebietsrand und die Gagelgebüsche in der zentralen Fläche. Die unveränderten Artenzahlen der Moose und Gefäßpflanzen (gesamt) weisen bei genauerer Betrachtung mehr oder weniger starke Schwankungen im Verlauf der Jahrzehnte auf und sind daher auch nicht als positiver Befund zu bewerten.

Tab. 8: Entwicklung der Flora im NSG Lengener Meer.

Gruppe	Historischer Artbestand	Aktueller Artbestand	Änderung (%)
Gefäßpflanzen – Rote Liste[1]	19	11	-42
Gefäßpflanzen – Übrige[2]	20	28	+40
Gefäßpflanzen – Gesamt	39	39	0
Moose[3,4]	41	40	-3
Flechten[2,3]	23	4	-83

Bezug: [1] – van DIEKEN (1936,1956); [2] – LANGERFELDT (1938), [3] – MÜLLER 1968, [4] – KOPPE (1964)

Trotz dieser negativen Entwicklung ist der Artbestand im NSG Lengener Meer in seiner aktuellen Ausprägung immer noch als bemerkenswert einzustufen. Insbesondere die großflächigen Vorkommen der Hochmoorarten im engeren Sinne belegt die Schutzwürdigkeit, aber auch die Schutzbedürftigkeit dieses Gebiets. Als besondere Kostbarkeiten sind dabei die landes- bzw. bundesweit vom Aussterben bedrohten Arten *Drosera anglica*, *Drosera* x *obovata* und *Sphagnum pulchrum* herauszustellen. Ihr langfristiges Überleben im Gebiet kann nur gesichert werden, wenn der Grad der Naturnähe sich großflächig nicht noch weiter verschlechtert (s. III.2.2.5.).

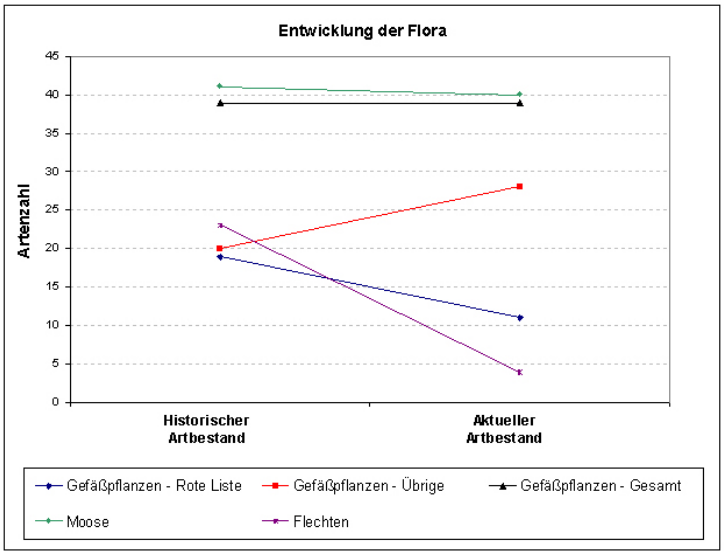


Abb. 40: Entwicklung der betrachteten Pflanzengruppen in Bezug auf die historischen und die aktuellen Artbestände im NSG Lengener Meer.

2. Vegetation

2.1. Methoden

2.1.1. Aufnahme der aktuellen Vegetation

2.1.1.1. Auswahl der Probeflächen

Im NSG Lengener Meer wurden in den Jahren 2003 und 2005 insgesamt 117 pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964), ergänzt nach DIERSCHKE (1994), angefertigt. Die Auswahl der Probeflächen richtete sich dabei nach den für Hochmoore in der Literatur dargestellten Vegetationseinheiten (DIERSSEN 1982, SCHAMINÉE et al. 1995, DIERSSEN & DIERSSEN 2001), die durch vorhergehende Geländebegehungen auf die Situation vor Ort übertragen wurden. Dabei wurde das Homogenitätsprinzip angewandt, indem die Aufnahme von Störungen und Übergängen zwischen Vegetationseinheiten vermieden wurden. Die Größe der Probeflächen wurde der Struktur der Vegetationseinheiten angepasst und betrug 1-25 m^2. In der Regel wurde eine quadratische Form gewählt, sofern das kleinflächige Mosaik der Pflanzengesellschaften keine Abweichungen notwendig machte.
Da die Entwicklung der Hochmoorflora meist erst im Hochsommer und bis in den Herbst hinein ihren Höhepunkt erreicht und zudem die waldartigen Bestände keine Frühjahrsgeophyten aufwiesen, wurden alle Vegetationsaufnahmen von Juli bis September durchgeführt. Dadurch war sichergestellt, dass auf allen Probeflächen das gesamte Artenspektrum erfasst werden konnte.

2.1.1.2. Durchführung der Vegetationsaufnahmen

Nach der Auswahl der Probefläche wurde zunächst deren genaue Lage mittels eines GPS-Handempfängers der Marke Garmin ermittelt und in dem Aufnahmebogen eingetragen (Abb. 41). Dann wurden allgemeine Angaben zur Fläche wie Standort, Struktur, Störung und Einschätzung der Feuchte vorgenommen.

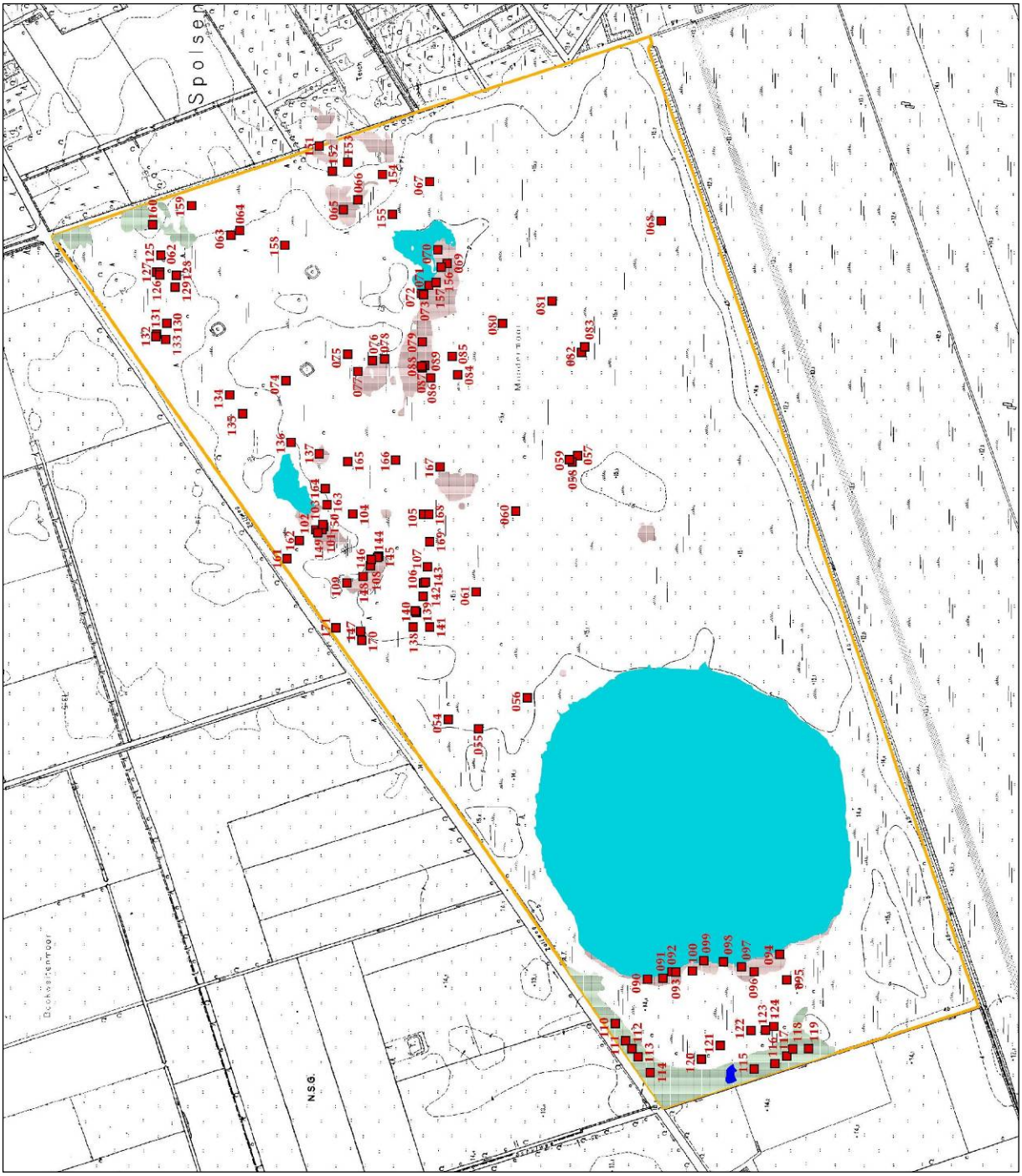


Abb. 41: Lage der Vegetationsaufnahmeflächen. Maßstab ca. 1:7500. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

Eine eventuelle Schichtung der Bestände wurde durch Schätzung von Höhe und Deckung der Moos-, Kraut-, Strauch- und Baumschicht erfasst. Die Schichten wurden folgendermaßen definiert:

Baumschicht (B): Gehölze höher als 5 m

Strauchschicht (S): Gehölze 0,5-5 m

Krautschicht (K): krautige Pflanzen und Gehölzjungwuchs bis 0,5 m

Kryptogamenschicht (M): erdbewohnende Kryptogamen

Anschließend erfolgte eine nach Schichten getrennte Aufnahme des Arteninventars der Probefläche mit Einschätzung des Deckungsgrades nach der 7-teiligen Skala von BRAUN-BLANQUET (1964):

r: 1 Exemplar
+: 2-5 Exemplare, Deckung <1%
1: >5 Exemplare, Deckung 1-5%
2: Deckung 5-25%
3: Deckung 25-50%
4: Deckung 50-75%
5: Deckung 75-100%

2.1.1.3. Auswertung der Vegetationsaufnahmen

Alle Vegetationsaufnahmen wurden mit Hilfe der pflanzensoziologischen Tabellensoftware TabWin 4.05 (PEPPLER 1988) am PC bearbeitet. Dabei erfolgte eine Sortierung der Rohtabelle nach floristischer Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit mit dem Ziel einer differenzierten Tabelle der Vegetationseinheiten. Aus der so gewonnenen Übersichtstabelle wurden Teiltabellen auf Klassenniveau entnommen und eine Stetigkeitstabelle erstellt, in der die Aufnahmen von gleichen Einheiten in Stetigkeitsklassen zusammengefasst wurden. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden dabei Arten mit einer Stetigkeit unter III (40 %) nicht berücksichtigt.

2.1.1.4. Klassifikation

Bei der Erstellung der Vegetationstabelle wurden die Kriterien für die differenzierenden Artengruppen nach BERGMEIER et al. (1990) angewandt. Demnach wurden solche Arten als Trennarten der Syntaxa und lokalen Varianten akzeptiert, wenn sie in der entsprechenden Vegetationseinheit um 2 Stetigkeitsklassen höher und mindestens doppelt so häufig auftraten wie in den zu differenzierenden Syntaxa. Dabei wurde folgende Einteilung der Stetigkeitsklassen vorgenommen:

+ : 0-10 %
I : 10-20 %
II : 20-40 %
III : 40-60 %
IV : 60-80 %
V : 80-100 %

Aufgrund des lokalen Charakters der Aufnahmen wurde zusätzlich als weiteres Kriterium für Differentialarten eine Mindeststetigkeit von 40 % festgelegt.
Eine Zuordnung der tabellarisch ermittelten Vegetationseinheiten zu den in der Literatur beschriebenen Pflanzengesellschaften konnte bei den relativ naturnahen Beständen ohne größere Schwierigkeiten erfolgen. Bei den floristisch mehr oder weniger stark verarmten oder veränderten Degenerationsstadien war jedoch nur eine Einstufung als ranglose Gesellschaft der entsprechenden Klasse möglich.
Die Gliederung der Syntaxa und deren Nomenklatur richtete sich bei den Scheuchzerio-Caricetea und den Oxycocco-Sphagnetea bis zur Rangstufe der Assoziation nach DIERSSEN & DIERSSEN (2001). Eine detailliertere Aufgliederung in Subassoziationen und Varianten erfolgte für die Oxycocco-Sphagnetea nach DIERSSEN (1982) und für die Scheuchzerio-Caricetea nach DIERSSEN & REICHELT (1988). Die Gliederung der Franguletea wurde nach WEBER (1998) vorgenommen, die der Querco-Fagetea nach HÄRDTLE et al. (1997). Weiter wurden berücksichtigt: DIERSSEN 1992 (in: OBERDORFER 1992), SCHAMINÉE et al. (1995), POTT (1995) und RENNWALD (2000).

2.1.2. Analyse der Vegetationsveränderungen

2.1.2.1. Vergleich der historischen und aktuellen Pflanzengesellschaften

Einleitung

Pflanzensoziologische Erfassungen aus verschiedenen Zeiträumen und von verschiedenen Bearbeitern zu vergleichen stellt in den meisten Fällen ein schwieriges Unterfangen dar. Bereits bei der Auswahl der Probeflächen ist ein subjektives Moment gegeben, welches sich je nach Vegetationsstruktur mehr oder weniger stark auf das Ergebnis der Erfassung auswirken kann (WILLMANNS 1975). Weitere bearbeiterspezifische Unschärfen, wie z. B. in der Einschätzung der Deckungsgrade oder der floristischen Kenntnisse (Berücksichtigung von Subspezies, Aggregaten etc.) erschweren zusätzlich einen Vergleich der aufgestellten Syntaxa von verschiedenen Bearbeitern. Darüber hinaus lassen sich direkte Vegetationsveränderungen nur anhand von genau abgegrenzten Dauerflächen nachvollziehen, während nicht näher lokalisierte historische Aufnahmeflächen sich nur in Ausnahmefällen exakt wiederfinden lassen und daher meist nur indirekte Vergleiche zulassen (DIERSCHKE 1994).

Auf der anderen Seite ist die Methodik der Vegetationsaufnahme und -klassifikation nach der Zürich-Montpellier-Schule (BRAUN-BLANQUET 1964) inzwischen so stark standardisiert, dass methodische Fehler nur eine geringe Rolle spielen. Daher sind Vergleiche von Tabellen unterschiedlicher Bearbeiter grundsätzlich möglich, sofern die oben genannten Unschärfen bei der Auswertung berücksichtigt werden (WILLMANNS 1975). Der Vorteil bei Aufnahmen von Hochmooren liegt darin, dass es nur sehr geringe phänologische Fluktuationen im Jahresverlauf gibt und auch keine nutzungsbedingten Veränderungen auftreten. Daher sind Vegetationsaufnahmen praktisch während der gesamten Vegetationsperiode möglich, sobald die wenigen Kryptophyten (Lengener Meer: *Drosera* & *Dactylorhiza*) ausgetrieben sind. Weiterhin ist von Vorteil, dass es sich (ursprünglich) um ein relativ stabiles Ökosystem handelt, in dem Veränderungen viel größere Aussagekraft besitzen als in ohnehin instabilen Gesellschaften.

Dauerbeobachtungsflächen

Im NSG Lengener Meer gibt es drei Dauerbeobachtungsflächen und drei Transekte, die zwischen 1978 und 1993 von dem oldenburger Planungsbüro IBL eingerichtet wurden. Diese Flächen werden im Rahmen eines Monitorings regelmäßig aufgenommen und ausgewertet, so z. B. bei BRUX et al. (1995) oder BRUX et al. (1998). Kürzlich erfolgten neue Aufnahmen von MAASLAND (in prep.), weshalb auf eine detaillierte Berücksichtigung dieser Flächen im Rahmen der Untersuchungen zu dieser Arbeit verzichtet wurde. Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse des Monitorings, dass innerhalb der Flächen keine starken Vegetationsveränderungen, sondern vorwiegend nur Fluktuationen zu beobachten waren. Lediglich am Gebietsrand konnte eine Zunahme der Gehölze festgestellt werden.
Neben dem Vorteil der direkten und detaillierten Nachvollziehbarkeit der Vegetationsveränderungen von Dauerbeobachtungsflächen birgt diese Methode auch einige Nachteile. Solche Einzelflächen oder Transekte repräsentieren immer nur einen sehr kleinen Ausschnitt des Untersuchungsgebiets, welcher nur sehr eingeschränkt zur Beurteilung der Gesamtentwicklung herangezogen werden kann. Beobachtete Sukzessionsphänomene können dabei zufällig nur in den Dauerflächen auftreten, aber insgesamt eine Randerscheinung sein, oder umgekehrt gerade nicht in den Dauerflächen stattfinden, während sie darüber hinaus großflächig auftreten. Eine Übertragung der Ergebnisse auf die gesamte Fläche eines Gebiets ist daher nur eingeschränkt möglich. Aus diesem Grund werden die flächenhaften Vegetationsveränderungen im Gebiet in dieser Arbeit nicht anhand der Dauerbeobachtungsflächen, sondern mit Hilfe einer Luftbildanalyse untersucht (s. III.2.1.2.2.).

Historische Vegetationsaufnahmen

Anhand der in der Literatur veröffentlichten Vegetationsaufnahmen aus dem NSG Lengener Meer ist ein indirekter pflanzensoziologischer Vergleich der historischen und aktuellen Pflanzengesellschaften möglich. Dabei werden die ältesten verfügbaren Vegetationstabellen von MÜLLER (1968) verwandt, da diese die Pflanzengesellschaften des Gebiets in einem nur schwach gestörten bis naturnahen Zustand dokumentieren und daher am besten zum Vergleich mit den aktuellen Vegetationsaufnahmen geeignet sind. Zudem konnten diese Aufnahmen problemlos in das für die aktuellen Aufnahmen angewandte Klassifikationsschema der Syntaxa eingeordnet werden.
Da es sich um einen indirekten Vergleich handelt, werden dabei nur deutliche Auffälligkeiten herausgestellt, die mit großer Wahrscheinlichkeit die Qualität der Veränderung der Pflanzengesellschaften wiedergeben. Auf detailliertere Analysen etwa in Bezug auf mittlere Artenzahlen (mAz) oder Zeigerwerte musste verzichtet werden, da die Ergebnisse aufgrund der relativ geringen Anzahl von Aufnahmen nicht statistisch abgesichert werden können.

2.1.2.2. Flächenbezogene Vegetationsentwicklung

Einleitung

Für das NSG Lengener Meer gibt es eine Reihe von Vegetationskarten von Bearbeitern aus unterschiedlichen Zeiträumen, die es ermöglichen, die Vegetationsentwicklung des Gebiets darzustellen. Ein Vergleich von Vegetationskarten ist jedoch aus mehreren Gründen problematisch. Zum einen stellt jeder Bearbeiter individuelle Kartiereinheiten auf, was einen direkten Vergleich unmöglich macht und daher eine Zusammenfassung zu gröberen Einheiten erfordert. Zum anderen ist eine Abgrenzung der Kartiereinheiten im Gelände immer subjektiv und erfolgt daher zwangsläufig immer dem mit unterschiedlichem „Augenmaß" der jeweiligen Bearbeiter. Letztlich kommt im Fall des Untersuchungsgebiets erschwerend hinzu, dass nur von LABUS (1984) eine vollständige Karte des gesamten Gebiets vorliegt, während SCHULZE (1954) nur den Westteil und PILLE (1976) nur den Nordostteil kartierte.
Aus diesen Gründen wurden die genannten Arbeiten bei der Kartierung zwar berücksichtigt, die Analyse der Vegetationsentwicklung jedoch hauptsächlich anhand von Luftbildern aus verschiedenen Zeiträumen durchgeführt.

Auswertung von Luftbildern

Grundlage für die Vegetationskartierung des Untersuchungsgebiets waren amtliche Luftbilder aus den Jahren 1956, 1970, 1986 und 2002 (vgl. WAGNER 1994, PFADENHAUER 1996, STÄHLE et al. 1997, KAMERMANN 2005). Bei den ersten beiden handelt es sich um analoge Schwarzweiß-Aufnahmen, die Aufnahmen von 1986 sind CIR-Luftbilder und von 2002 liegen digitale Orthophotos vor. Auch für die Jahre 1940 und 1944 liegen Luftbilder vor, die allerdings aufgrund ihres kleinen Maßstabs für die Vegetationskartierung zu ungenau waren. Ergänzend wurden im April 2006 mit einem Ultraleichflugzeug 166 Luftbilder aus verschiedener Höhe aufgenommen, die eine detaillierte Kartierung der aktuellen Vegetation ermöglichten. Diese großmaßstäblichen Fotos dienten zur Eichung der amtlichen Luftbilder in Bezug auf die Zuordnung der Vegetationstypen zu den erkennbaren Strukturen. Die Ergebnisse der Analysen wurde im Gelände stichprobartig überprüft („ground truthing").
Bis auf die nicht senkrecht aufgenommenen Luftbilder von 1956 und 2006 erfolgte die Analyse der Bilder mit der GIS-Software ArcView 3.3a, dazu wurden sie, sofern notwendig, digitalisiert und georeferenziert. Darüber hinaus wurde mit der Grafiksoftware Paint Shop Pro X eine Bildbearbeitung in Bezug auf Helligkeit, Kontrast, Farbsättigung und Schärfe vorgenommen, um eine möglichst große Differenzierung der Vegetationsmuster in den Bildern zu erzielen.

Weitere Quellen

Neben den Luftbildern wurden auch die Daten und Beschreibungen aus TOM DIEK (1931, 1933), LANGERFELDT (1938a, 1938b), BRANDES (1951, 1965), SCHULZE (1954), VAN DIEKEN (1956), MÜLLER (1968), HANKEN (1973), PILLE (1976), WIEGLEB et al. (1978) und LABUS (1984) zur Rekonstruktion der historischen Vegetation des Gebiets herangezogen. Auch die zur Verfügung gestellten historischen Fotos vom NSG (s. u.) enthielten wertvolle Details zu früheren Entwicklungsstadien.
Darüber hinaus lieferten auch WEBER (1902, 1907), JONAS (1934, 1935), OVERBECK (1950) und MÜLLER (1965, 1973) anschauliche Beschreibungen von anderen norddeutschen Hochmooren im annähernd naturnahen Zustand. Diese Informationen trugen zum Verständnis der ursprünglichen Vegetation von Hochmooren erheblich bei und waren auch bei der Rekonstruktion der Vegetationsentwicklung des NSG Lengener Meer sehr hilfreich.

Kartiereinheiten

Die Differenzierung von Einheiten in einer Vegetationskarte sollte immer unter Berücksichtigung des Maßstabes der Kartengrundlage durchgeführt werden. Eine zu feine Aufgliederung führt dabei zwangsläufig zu einer unübersichtlichen Karte, während bei zu groben Einheiten wichtige Informationen verloren gehen können. Daher ist zwischen diesen beiden Extremen ein Kompromiss zu schließen, der für das zu betrachtende Gebiet die beste Lösung bietet.
Das NSG Lengener Meer hat eine Fläche von ca. 140 ha und ist daher auf einer DIN A4-Seite vollständig nur in einem Maßstab von ca. 1:8500 abzubilden. An dieser Größe orientiert sich daher die kartographische Darstellung der Vegetationseinheiten und anderer Themen in dieser Arbeit.
In Hochmooren ist die Verteilung der Pflanzengesellschaften aufgrund des Mikroreliefs der Bulten und Schlenken meist sehr kleinräumig und daher auch in relativ kleinen Gebieten meist nicht auf der Ebene von Assoziationen oder gar von deren Untereinheiten sinnvoll darzustellen. Deshalb ist es nötig, die kleinräumigen Gesellschaften zu Komplexen zusammenzufassen, um eine übersichtliche Vegetationskarte zu erzeugen. Folgende Kartiereinheiten wurden in dieser Arbeit unterschieden:

- Offene Wasserflächen der natürlichen Kolke
- Offene Wasserflächen der Bombentrichter
- Verlandungs-Schwingrasen der Kolke und Bombentrichter
- Bult-Schlenken-Komplexe außerhalb der Verlandungs-Schwingrasen
- Pfeifengras-Stadium
- Gagelgebüsch
- Gehölz

Eine ausführliche Beschreibung und Abgrenzung dieser Kartiereinheiten erfolgt im Ergebnisteil.

2.1.2.3. Veranschaulichung durch Fotovergleich

Vom NSG Lengener Meer liegt eine Reihe von historischen Fotos vor, die einen annähernd naturnahen Zustand oder frühe Degenerationsstadien des Gebiets dokumentieren. Im Rahmen dieser Arbeit wurde versucht, diese Fotos an annähernd derselben Stelle im Untersuchungsgebiet zu wiederholen, um eine visuelle Veranschaulichung der Veränderungen zu ermöglichen.

Folgende Quellen wurden dabei verwandt:

- Diasammlung Heinrich Kunst, freundlicherweise zur Verfügung gestellt von der Oldenburgischen Landschaft
- Diasammlung Johann Brandes, freundlicherweise zur Verfügung gestellt vom Stadtarchiv Wittmund
- Fotos aus SCHULZE (1954)
- Fotos aus den Gebietsakten der ehemaligen Bezirksregierung Weser-Ems, freundlicherweise zur Verfügung gestellt vom NLWKN, Betriebsstelle Brake/Oldenburg, Geschäftsbereich Naturschutz

Die historischen Bilder lagen entweder als Papierabzug oder als Farbdia vor, beide Formate wurden mit einem Scanner bzw. Diascanner digitalisiert und in den PC übertragen. Dort wurden die Fotos in Hinblick auf Helligkeit, Kontrast, Farbe und Schärfe mit der Software Corel Paint Shop Pro X optimiert.
Eigene Fotos wurden mit einer Nikon Coolpix 8700 und einer Canon EOS 30D Digitalkamera zu verschiedenen Zeiten im Gelände aufgenommen, meist mit der größten Weitwinkeleinstellung von 28 mm (Canon) bzw. 35 mm (Nikon). Anhand von Papierausdrucken der historischen Fotos wurde versucht, die annähernd selbe Aufnahmeposition, Blickrichtung und Perspektive wiederzufinden. Dabei dienten zur Orientierung zusätzlich die Luftbilder und Vegetationskarten und markante Geländepunkte im Gebiet wie Gehöfte, Stromleitungen und Gräben (JÜRGING & SCHMIDA 2005). Die Weiterverarbeitung der Digitalfotos erfolgte ebenfalls am PC mit Corel Paint Shop Pro X.
Bei der Gegenüberstellung der alten und neuen Bilder ergaben sich z. T. Unterschiede in den Perspektiven, die auf den verschiedenen Brennweiten der verwandten Kameraobjektive beruhten. Diese Differenzen wurden durch gezieltes Anpassen und Beschneiden der Bilder am PC so gut es ging ausgeglichen.

2.2. Ergebnisse

2.2.1. Aktuell vorkommende Pflanzengesellschaften im NSG Lengener Meer

Im Untersuchungsgebiet konnten während der Geländearbeiten in den Jahren 2003-2005 sieben Pflanzengesellschaften mit insgesamt 15 Untereinheiten nachgewiesen werden (Tab. 9). Diese werden im Folgenden entsprechend der soziologischen Progression (BÖTTCHER 1980) von den Verlandungsgesellschaften des offenen Wassers bis zum geschlossenen Wald beschrieben.
Natürliche terrestrische Hochmoorgesellschaften werden in der Pflanzensoziologie zwei Klassen zugeordnet. Die Klasse der Scheuchzerio-Caricetea umfasst die Gesellschaften der Schlenken und Verlandungsschwingrasen, während die Bulte und Heidemoore der Klasse der Oxycocco-Sphagnetea angehören. Aus der Degeneration der Hochmoorstandorte hervorgegangene Gebüsche und Waldbestände hingegen sind floristisch so stark verändert, dass sie anderen Klassen näher stehen. Die Gagelbestände werden den Gebüschen der Franguletea zugeordnet, während die sekundären Birkenwälder in ihrer Artenkombination den terrestrischen Laubwäldern der Querco-Fagetea am nächsten stehen.

2.2.1.1. Schlenken- und Verlandungsgesellschaften

Charakteristik und Synsystematik

Im NSG Lengener Meer sind aus der Klasse der Scheuchzerio-Caricetea und deren einziger Ordnung Scheuchzerietalia palustris nur die Gesellschaften des Rhynchosporion albae vertreten. Es handelt sich dabei um die jungen Verlandungs-Schwingrasen der Kolke und Bombentrichter und die Schlenken mit hohem Wasserstand.
Alle Schlenkengesellschaften im Gebiet weisen einen hohen Anteil von Arten der Oxycocco-Sphagnetea auf, was die Zuordnung der Bestände schon auf Klassennniveau erschwert. Die Trennung von Scheuchzerio-Caricetea und Oxycocco-Sphagnetea erfolgte daher nicht allein über Kenn- und Trennarten, sondern auch physiognomisch und über die Deckungsgrade der dominierenden Arten (Tab. 10).
Da die Kennarten des Caricetum limosae, *Carex limosa* und *Scheuchzeria palustris*, inzwischen im Gebiet ausgestorben sind (s. III.1.2.1.2.), kann heute nur noch das Sphagno tenelli-Rhynchosporetum nachgewiesen werden. Lediglich die Dominanzbestände von *Sphagnum*

pulchrum können eventuell kleinräumig als Fragmente dieser Gesellschaft angesehen werden; alle erstellten Vegetationsaufnahmen mit dieser Art wurden jedoch wegen der hohen Stetigkeit von *Rhynchospora alba* (Differentialart der Assoziation) dem Sphagno tenelli-Rhynchosporetum zugeordnet. Somit ist diese Gesellschaft in drei Subassoziationen vertreten, der Subassoziation von *Sphagnum pulchrum*, der Subassoziation von *Sphagnum tenellum* und der Typischen Subassoziation. Letztere stellt im Gebiet den Kern der Assoziation dar und kann noch weiter in eine Typische Variante und eine Variante von *Carex rostrata* untergliedert werden.

Carex rostrata bildet zusammen mit *Sphagnum cuspidatum* (und früher *Menyanthes trifoliata*) die vorderste Front bei der Verlandung der Kolke. Diese lokale Variante steht dem Caricetum rostratae (Caricion lasiocarpae) sehr nahe, wird aber aufgrund der hohen Stetigkeit von *Sphagnum cuspidatum* (Verbandskennart Rhynchosporion) nicht dieser Gesellschaft zugeordnet. Sie ist zurzeit nur noch im Südteil von Kolk II vorhanden (Abb. 42), während sie früher wohl an vielen Kolken und auch am Lengener Meer häufig war (Abb. 77, S. 133).

Abb. 42: Die letzte offene Wasserfläche von Kolk II verlandet derzeit mit *Carex rostrata*, *Sphagnum cuspidatum*, *Eriophorum angustifolium* und *Drosera rotundifolia* (Sphagno tenelli-Rhynchosporetum sphagnetosum tenelli, Variante von *Carex rostrata*). NSG Lengener Meer im August 2005.

Tab. 9: Stetigkeitstabelle der Vegetationseinheiten im NSG Lengener Meer.

Vegetationseinheit-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Mittlere Artenzahl	3,2	4,8	6,2	4,0	6,7	10,4	8,3	8,1	8,7	8,6	6,7	5,2	11,8	11,2	14,8
Zahl der Aufnahmen	5	6	5	9	10	5	6	10	6	11	10	10	10	5	5
Juncus effusus	V	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum fallax (M) KC SC	V	V	I	I	.	.	.	+	.	.	.	+	IV	.	.
Carex rostrata KC SC	II	.	.	V	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum pulchrum (M) VC RA	.	.	V	.	+	I	IV	+	.	+	.	.	.	.	.
Sphagnum cuspidatum (M) VC RA	.	.	I	V	V	V	.	III	II	II	.	.	.	.	.
Drosera intermedia VC RA	.	.	I	.	IV	II	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora alba AC SR, DO ES	.	.	V	I	V	IV	IV	+	I	.	.	.	.	.	.
Sphagnum tenellum (M) DA SR, KC OS	.	.	.	.	.	V	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephalozia macrostachya (M) KC OS	.	.	.	.	+	IV	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Odontoschisma sphagni (M) OC ES	.	.	.	.	+	V	.	III	I	.	+	.	.	.	.
Sphagnum papillosum (M) DV OE	.	.	I	.	.	.	.	V	.	+	+	.	.	.	.
Sphagnum magellanicum (M) DV OE	.	.	I	.	+	.	V	.	V	IV	.	+	.	.	.
Polytrichum strictum (M) DV OE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.	.	.	.	.
Empetrum nigrum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.	.	.	.	.
Calluna vulgaris	.	.	I	.	.	I	.	II	V	II	V	.	.	.	.
Narthecium ossifragum OC ES	.	.	.	.	.	I	.	+	III	+	.	I	.	.	.
Hypnum jutlandicum (M) DO ES	.	.	.	.	.	.	III	+	I	.	V	II	III	.	.
Myrica gale (S1) DO ES	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.	.
Myrica gale DO ES	.	.	.	.	+	.	I	+	I	+	I	I	V	.	.
Dryopteris carthusiana	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	V	.	.
Frangula alnus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	IV	II	I
Calypogeia fissa (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	III	.	.
Tetraphis pellucida (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.	.
Frangula alnus (S1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	IV	III	II
Brachythecium rutabulum (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	V	V
Betula pubescens (B1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	V
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	V	V
Rubus fruticosus agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	V
Prunus serotina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	V
Hypnum cupressiforme (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	V
Deschampsia flexuosa OC QR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	III
Dryopteris dilatata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	V
Sorbus aucuparia (B1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	V
Mnium hornum (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	V
Prunus serotina (S1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	IV
Polytrichum longisetum (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	I	III
Scleropodium purum (M) VC QR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	III
Rubus fruticosus agg. (S1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
Molinia caerulea DO ES	II	V	.	.	+	III	II	III	III	III	V	V	V	V	II
Eriophorum angustifolium KC SC, DO ES	.	V	V	V	V	V	V	V	V	V	II	+	.	.	.
Erica tetralix OC ES	.	.	III	.	III	V	IV	V	V	IV	V	III	.	.	.
Vaccinium oxycoccos KC OS, DV OE	.	V	V	.	III	V	V	V	V	V	+	.	.	.	.
Andromeda polifolia KC OS	.	I	IV	.	I	III	V	V	V	V	II	+	.	.	.
Drosera rotundifolia KC OS	.	III	V	III	+	II	V	III	V	III	.	.	.	.	.

Vegetationseinheiten:

1. *Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft, Variante v. *Juncus effusus*
2. *Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft, Typische Variante
3. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae sphagnetosum pulchri
4. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae typicum, Variante von *Carex rostrata*
5. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae typicum, Typische Variante
6. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae typicum sphagnetosum tenelli
7. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae sphagnetosum pulchri
8. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae sphagnetosum cuspidati
9. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae typicum, Typische Phase
10. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae typicum, Phase von *Polytrichum strictum*
11. *Calluna vulgaris-Hypnum jutlandicum*-Gesellschaft
12. *Molinia caerulea-Erica tetralix*-Gesellschaft
13. Myricetum gale
14. *Sorbus aucuparia-Betula pubescens*-Gesellschaft, Typische Variante
15. *Sorbus aucuparia-Betula pubescens*-Gesellschaft, Variante von *Dryopteris dilatata*

Abkürzungen:

KC: Klassen-Kennart,
OC: Ordnungs-Kennart,
VC: Verbands-Kennart,
AC: Assoziations-Kennart,
DO: Ordnungs-Differentialart,
DV: Verbands-Differentialart,
DA: Assoziations-Differentialart,
ES: Erico-Sphagnetalia,
OE: Oxycocco-Ericion,
OS: Oxycocco-Sphagnetea,
QR: Quercetalia roboris,
RA: Rhynchosporion albae,
SC: Scheuchzerio-Caricetea,
M: Moosschicht,
S1: Strauchschicht,
B1: Baumschicht

Die Typische Variante ist im Gebiet die häufigste Gesellschaftsausprägung in den natürlichen oder aus der Moorbrandkultur hervorgegangenen Schlenken im Gebiet. Sie ist durch hohe Stetigkeiten von *Sphagnum cuspidatum*, *Drosera intermedia*, *Eriophorum angustifolium* und *Rhynchospora alba* gekennzeichnet (Abb. 43). Ebenfalls sehr häufig ist sie in den relativ jungen Bombentrichtern, die teilweise noch sehr junge Sukzessionsstadien aufweisen, zum Teil aber auch schon randlich zur Bultbildung übergehen. Darüber hinaus ist die Typische Variante in den Schwingrasen der Kolke vorhanden, wo sie allerdings schnell von der Subassoziation von *Sphagnum pulchrum* abgelöst wird, die in diesen Bereichen die größten Flächen einnimmt.

Abb. 43: Das Sphagno tenelli-Rhynchosporetum typicum in der Typischen Variante mit *Sphagnum cuspidatum*, *Drosera intermedia*, *Rhynchospora alba* und *Eriophorum angustifolium* in einer Schlenke im NSG Lengener Meer im Jahre 2005.

Bei der Subassoziation von *Sphagnum tenellum* handelt sich um nur kleinräumig auftretende Bestände, die meist mit der Typischen Variante eng verzahnt sind. Neben der namengebenden Art ist sie durch das Auftreten der Lebermoose *Odontischisma sphagni* und *Cephalozia macrostachya* gekennzeichnet. Beide Kryptogamen sowie weitere Arten wie *Andromeda polifolia* und *Vaccinium oxycoccos* stellen Kenntaxa der Oxycocco-Sphagnetea dar, so dass diese Vegetationseinheit bereits deutliche Übergänge zu den Bultgesellschaften aufweist. Aufgrund

der hohen Stetigkeiten von *Sphagnum cuspidatum* und *Rhynchospora alba* erfolgt dennoch eine Zuordnung zum Rhynchosporion, wobei diese Variante dann die trockenste Ausprägung der Schlenkengesellschaften im Gelände darstellt.
Außer in den Schwingrasen der Kolke ist die Subassoziation von *Sphagnum pulchrum* auch in den Schlenken der zentralen Flächen häufig anzutreffen. Dieser Untergesellschaft fehlen *Sphagnum cuspidatum* und *Drosera intermedia*, während *Rhynchospora alba* in diesen Beständen meist auffällig klein bleibt. In der Sukzessionsfolge der Schwingrasen stehen diese Bestände zwischen den Primärbesiedlern der Typischen Variante und der Variante von *Carex rostrata* auf der Seeseite und den flachen Initialbulten des Erico-Sphagnetum, die *Sphagnum pulchrum* an trockeneren Stellen schließlich überwachsen und dadurch verdrängen (Abb. 45).
Im Schwingrasen des Lengener Meeres sind die oben genannten Vegetationstypen auf großer Fläche durch Bestände mit Dominanz von *Sphagnum fallax* ersetzt worden (Abb. 44). Da in dieser sehr artenarmen Gesellschaft nur Klassenkennarten vorhanden sind, wird sie hier als ranglose *Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft der Scheuchzerio-Caricetea aufgefasst. Sie tritt in einer seeseitigen Variante mit *Juncus effusus* und einer weiter landwärts zu findenden Typischen Variante ohne diese Art auf. In der durch teilweise dichten Wuchs von *Juncus effusus* und großer Artenarmut gekennzeichneten Variante der unmittelbaren Uferlinie ist *Carex rostrata* als Relikt der ursprünglichen Vegetation an dieser Stelle nur noch zerstreut anzutreffen. Die Typische Variante hingegen weist bereits Arten der Oxycocco-Sphagnetea auf, was auf eine Weiterentwicklung zu Bult-Schlenken-Komplexen hinweist. Das Fehlen weiterer Bultsphagnen und das starke Aufkommen von Gagelgebüschen und Birkenbeständen in anderen Teilen des Schwingrasens des Lengener Meeres deuten allerdings eher auf Gebüsche als nächstes Sukzessionsstadium hin. Darüber hinaus bestätigt das Auftreten der Eutrophierungszeiger *S. fallax*, *J. effusus* und *M. caerulea* und die gemessenen, hohen Nährstoffgehalte in diesem Bereich (s. III.3.3.1.5.), der noch vor wenigen Jahrzehnten die oben beschriebenen naturnahen Verlandungsgesellschaften aufwies, diese Prognose.

Gefährdung

Durch die großflächige Umwandlung der Bult-Schlenken-Komplexe in Heide-, Pfeifengras- und Birkenwaldstadien vor allem am Gebietsrand und im Umfeld des Lengener Meeres haben die naturnahen Schlenkengesellschaften im Gebiet bereits starke Flächeneinbußen erlitten. Von entscheidender Bedeutung für die Zukunft des Gebiets ist die Frage, ob der Wasserhaushalt stabilisiert werden kann oder ob sich die Sukzessionsstadien auch in den zentralen Flächen in Zukunft noch weiter ausdehnen werden (s. III.2.2.5, IV.4.).

Abb. 44: Oben: Die seeseitige Verlandungszone am Westufer des Lengener Meeres ist durch die Dominanz von *Juncus effusus* und *Sphagnum fallax* gekennzeichnet und ist sehr artenarm (*Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft, Variante von *Juncus effusus*). Unten: Wenige Meter weiter westwärts fehlt die Flatterbinse und *Sphagnum fallax* zeigt eine beginnende Bultbildung (Typische Variante). Das starke Aufkommen von *Molinia caerulea* und *Betula pubescens* verdeutlicht die hohe Geschwindigkeit der Sukzession in diesem Bereich.

Tab. 10: Schlenkengesellschaften der Scheuchzerio-Caricetea im NSG Lengener Meer.

Klasse (Ordnung Verband)	Scheuchzerio-Caricetea (VE 3-6: Scheuchzerietelia, Rhynchosporion)																																							Stetigkeiten der Veg.-Einheit (VE)					
Assoziationen, Gesellschaften	*Sphagnum fallax*-*Molinia caerulea*-Ges.											Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae																																		
Subassoziationen												– sphagnetosum pulchri									– typicum															– sphagnet. tenelli										
Varianten	Variante v. *Juncus effusus*					Typische Variante															Variante v. *Carex rostrata*					Typische Variante																				
Aufnahme-Nr.	99	91	92	98	90	93	94	95	96	97	100	143	69	76	78	83	102	106	108	109	144	146	145	131	132	139	151	141	138	65	80	81	87	68	107	58	54	56	163	55	1	2	3	4	5	6
Aufnahmefläche (qm)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	4	4	4	1	1,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1,5	1	1						
Deckung Kryptogamenschicht (%)	95	95	90	95	95	95	95	90	90	95	90	98	95	95	95	95	95	95	95	95	98	98	95	95	95	80	95	90	95	95	70	95	90	80	90	90	50	90	70	90						
Deckung Krautschicht (%)	50	40	40	40	10	40	30	50	50	40	30	30	40	40	35	20	70	25	40	40	40	20	20	10	15	30	40	40	40	50	20	20	50	40	60	50	40	60	60	50						
Deckung Strauchschicht (%)	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
Differentialarten:																																														
Juncus effusus	3	3	2	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.	.	.	.	.
Sphagnum fallax (M) KC SC	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	V	I	I	.	.
Carex rostrata KC SC	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2	2	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	V	.	.
Sphagnum pulchrum (M) VC RA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	5	5	5	5	5	5	5	5	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	V	.	+	I
Sphagnum cuspidatum (M) VC RA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	2	3	5	2	2	.	.	I	V	V	V
Drosera intermedia VC RA	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	1	2	.	+	.	.	.	2	.	1	.	.	I	.	IV	II
Rhynchospora alba AC SR, DO ES	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3	2	2	2	4	2	3	2	.	.	+	.	.	2	1	3	3	3	2	1	2	3	2	3	2	3	.	3	.	.	V	I	V	IV
Erica tetralix OC ES	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	+	.	1	+	1	2	+	1	3	1	.	.	III	.	III	V
Andromeda polifolia KC OS	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	+	1	+	1	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	1	.	1	.	.	I	IV	.	I	III
Sphagnum tenellum (M) DA SR, KC OS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	1	4	5	.	.	.	.	.	V
Cephalozia macrostachya (M) KC OS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	+	IV
Odontoschisma sphagni (M) OC ES	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	1	+	+	1	.	.	.	.	+	V
Molinia caerulea DO ES	.	.	2	2	.	2	1	2	2	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	II	V	.	.	+	III
Drosera rotundifolia KC OS	.	.	.	.	.	.	1	.	1	1	.	+	1	1	1	+	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	+	.	III	V	III	+	II
Eriophorum angustifolium KC SC, DO ES	.	.	.	.	.	1	2	2	2	2	1	1	1	2	2	1	2	1	1	+	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	2	2	1	2	.	V	V	V	V	V
Vaccinium oxycoccos KC OS, DV OE	.	.	.	.	.	.	1	2	2	1	1	.	+	2	1	1	1	+	1	1	.	.	.	.	.	+	+	+	.	+	.	.	1	.	1	1	1	1	1	1	.	V	V	.	III	V
Begleiter:																																														
Cladopodiella fluitans (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	I	.	II	I
Betula pubescens	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	.
Calluna vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I	.	.	I
Sphagnum magellanicum (M) DV OE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	+	.
Betula pubescens (S1)	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	.
Narthecium ossifragum OC ES	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Pinus sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.
Sphagnum papillosum (M) DV OE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.
Cephalozia connivens (M) KC OS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Kurzia pauciflora (M) KC OS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Myrica gale DO ES	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.

Abkürzungen:
KC: Klassen-Kennart, OC: Ordnungs-Kennart, VC: Verbands-Kennart, AC: Assoziations-Kennart, DO: Ordnungs-Differentialart, DV: Verbands-Differentialart, DA: Assoziations-Differentialart, ES: Erico-Sphagnetalia, OE: Oxycocco-Ericion, OS: Oxycocco-Sphagnetea, RA: Rhynchosporion albae, SC: Scheuchzerio-Caricetea, SR: Sphagno-Rhynchosporetum, M: Moosschicht, S1: Strauchschicht.

Abb. 45: Sukzession im Schwingrasen des Muddermeers. Die primäre Verlandungsgesellschaft mit *Sphagnum cuspidatum* (grün, rechts) wird auf breiter Front direkt von dem bultbildenden *Sphagnum magellanicum* (rötlich, links) und von *Erica tetralix* überwachsen. August 2005.

In den Verlandungs-Schwingrasen werden die Schlenkengesellschaften in Zukunft durch das Fortschreiten der Sukzession wahrscheinlich weiterhin zurückgehen. Das Ausmaß dieser Flächenverluste ist schwer einzuschätzen und vom weiteren Verlauf der Entwässerung abhängig. Schon heute weist der hohe Anteil von Gefäßpflanzen der Bultgesellschaften in den Schlenken auf Austrocknungs- und Eutrophierungsprozesse in den Schlenken hin, die eine weitere Sukzession für die Zukunft befürchten lassen.

Bleibt es bei dem derzeitigen Grundwasserniveau, werden die Schlenken außerhalb der Verlandungs-Schwingrasen im besten Fall in ihrer jetzigen Form bestehen bleiben, sofern sich die Bultarten nicht weiter in die Schlenken hinein ausbreiten (Abb. 45). Andernfalls jedoch würden die Flächenanteile der Schlenken in den Bult-Schlenken-Komplexen auf Dauer stark zurückgehen. Bei einer weiteren Absenkung des Grundwassers würde sogar ein völliges Verschwinden der Schlenken schon kurzfristig zu befürchten sein.

Bei den Verlandungs-Schwingrasen der Kolke (mit Ausnahme derjenigen des Lengener Meeres) findet laufend eine sukzessive Entwicklung von den seeseitigen Schlenken hin zu ausgeprägten Bulten statt. Sobald dort die letzten Wasserflächen verschwunden sind, würden sich die gesamten Schwingrasen zu naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen entwickeln. Dabei

würde der Flächenanteil des Sphagno-Rhynchosporetum sphagnetosum pulchri sehr stark abnehmen und bestenfalls seinen natürlichen Flächenanteil in den Bult-Schlenken-Komplexen einnehmen. Hält jedoch die Entwässerung weiter an oder verstärkt sich noch, wären eine großflächige Ausbreitung der Degenerationsstadien und ein starker Rückgang bis hin zum völligen Verschwinden der Schlenkengesellschaften auch hier zu befürchten.

2.2.1.2. Die Bultgesellschaften

Charakteristik und Synsystematik

In der Klasse der Oxycocco-Sphagnetea werden Rasenhorizonte und Bulte der Hoch- und Zwischenmoore und Feuchtheiden zusammengefasst. Im ozeanischen nordwestdeutschen Flachland sind nur die Gesellschaften der Ordnung der Erico-Sphagnetalia anzutreffen, die aufgrund der überwiegend tiefgründigen Torfe des Untersuchungsgebiets nur durch den Verband Oxycocco-Ericion repräsentiert werden (Tab. 11).
Alle naturnahen Bultbestände im Untersuchungsgebiet werden dem weit gefassten Erico-Sphagnetum magellanici zugeordnet. Daneben gibt es noch Entwässerungsstadien mit Dominanz von *Calluna vulgaris* („Besenheidestadium") und von *Molinia caerulea* („Pfeifengrasstadium"), die als ranglose Gesellschaften der Klasse aufgefasst werden.

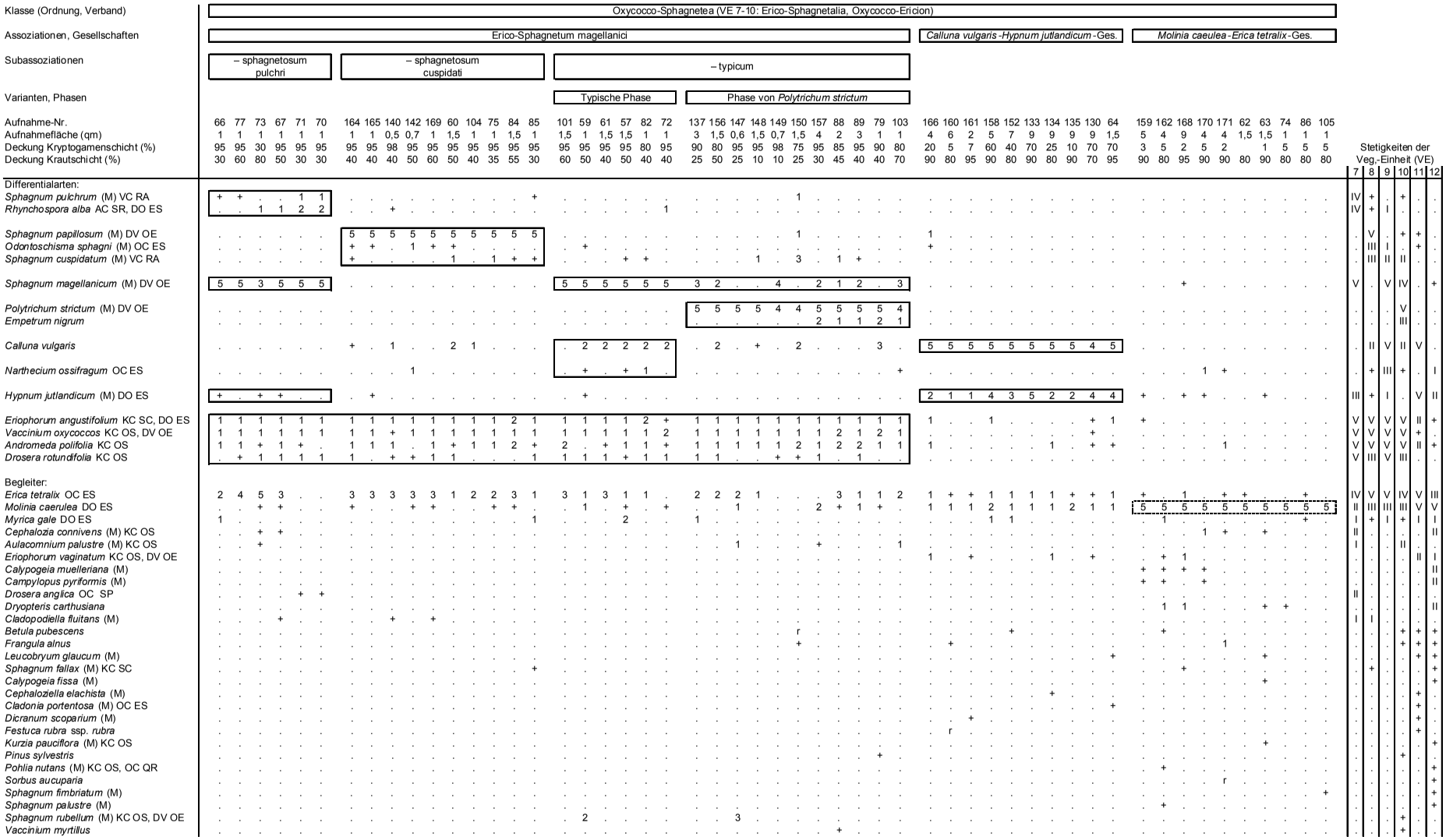
Die Vegetation der initialen, flachen Bulte, die aus den Schlenkengesellschaften hervorgehen, entspricht im Gebiet den Subassoziationen Erico-Sphagnetum sphagnetosum pulchri und Erico-Sphagnetum sphagnetosum cuspidati. Als Zwischenglied der Sukzession sind sie im Übergangsbereich von Schlenken und Bulten zu finden (Abgrenzung zum Rhynchosporion s. III.2.2.1.1.). Dabei ist die Subassoziation von *Sphagnum pulchrum* immer im Kontakt zum Sphagno tenelli-Rhynchosporetum sphagnetosum pulchri zu finden, aus dem sie hervorgeht. Dabei werden durch das Einwandern von *Sphagnum magellanicum* oder *Sphagnum papillosum* die Arten *Sphagnum pulchrum* und *Rhynchospora alba* allmählich verdrängt. Mit zunehmender Dominanz der Einwanderer wird der Übergang zum Erico-Sphagnetum vollzogen. Bei den Beständen der Subassoziation von *Sphagnum cuspidatum* findet eine ähnliche Entwicklung wie im Sphagno tenelli-Rhynchosporetum sphagnetosum cuspidati statt. Während sich die Bulte von *Sphagnum papillosum* im Untersuchungsgebiet abgesehen von einem anhaltenden Höhenwachstum nicht nennenswert weiterentwickeln, findet bei den Bulten mit *Sphagnum magellanicum* eine Weiterentwicklung zur Typischen Subassoziation statt, sobald *Rhynchospora* und die Schlenkensphagnen von den an die höhere Trockenheit besser ange-

passten Bultarten verdrängt werden. Dabei breiten sich vor allem die chamaephytischen Ericaceen auf den Bulten immer weiter aus, vereinzelt kommt auch *Narthecium ossifragum* dazu. Diese in starkem Wachstum begriffenen Bulte repräsentieren die Typische Phase der Typischen Subassoziation (Abb. 38, S. 73). Höhere Bulte können von *Polytrichum strictum* besiedelt werden, das sich schnell über die gesamte Bultkuppe ausdehnen kann, wodurch es zur Stagnation des Torfmooswachstums kommt. Diese Phase von *Polytrichum strictum* stellt im Gebiet das Endstadium der Bultentwicklung dar, oftmals sind bei alten Bulten auch Zerfallserscheinungen zu beobachten (Abb. 46). Auf diesen „Termitenhügeln" (WEBER 1902) findet sich gelegentlich auch *Empetrum nigrum*, das sonst nur sehr selten auftritt. Interessanterweise findet sich dieser prägnante Bulttyp ausschließlich in den Verlandungs-Schwingrasen der Kolke, in den Bult-Schlenken-Komplexen tritt er hingegen nicht auf (Abb. 64, S. 120).

Flechtenreiche Bultkuppen der Subassoziation von *Cladonia uncialis*, wie sie ehemals vorhanden waren, wurden im Gebiet nicht mehr gefunden. Das war im Gebiet allerdings angesichts des starken Rückgangs der Flechten auch nicht zu erwarten gewesen (s. III.1.2.3.).

Abb. 46: Hoher Bult des Erico-Sphagnetum typicum in der Altersphase mit Dominanz von *Polytrichum strictum*. Im Vordergrund sind deutliche Zerfallserscheinungen zu beobachten. Juni 2004.

Tab. 11: Bultgesellschaften und Degenerationsstadien im NSG Lengener Meer.



Abkürzungen:
KC: Klassen-Kennart, OC: Ordnungs-Kennart, VC: Verbands-Kennart, AC: Assoziations-Kennart, DO: Ordnungs-Differentialart, DV: Verbands-Differentialart, ES: Erico-Sphagnetalia, OE: Oxycocco-Ericion, OS: Oxycocco-Sphagnetea, QR: Quercetalia roboris, RA: Rhynchosporion albae, SC: Scheuchzerio-Caricetea, SR: Sphagno-Rhynchosporetum, M: Moosschicht.

Abb. 47: Sehr naturnahe Bult-Schlenken-Komplexe im Zentrum des NSG Lengener Meer im Juli 2004.

Gefährdung

Im Gegensatz zu den Schlenkengesellschaften profitieren die Bultgesellschaften zunächst von ersten Entwässerungserscheinungen, da sie sich dadurch zu Lasten der Schlenken ausbreiten können. Bei anhaltender Entwässerung kommt es jedoch schnell zu einer Artenverschiebung zu Gunsten der trockenheitstoleranteren Ericaceen und/oder des Pfeifengrases, während die Torfmoose und die anderen Gefäßpflanzen sukzessive verdrängt werden. Am Ende dieser Entwicklung ist der Vegetationswandel vom naturnahen Erico-Sphagnetum zur artenarmen Degenerationsgesellschaft vollzogen (s. III.2.2.1.3.). Diese Stadien nehmen bereits große Flächen am Gebietsrand und in der Umgebung des Meeres ein. Auch wenn die Bultgesellschaften gegen eine Entwässerung etwas weniger empfindlich sind werden sich langfristig flächendeckend Degenerationsgesellschaften einstellen, wenn die Sukzession aufgrund von Entwässerung und Eutrophierung weiter fortschreitet. Es ist zu hoffen, dass die Sukzessionsvorgänge in Zukunft stagnieren, so dass die Verteilung von einigermaßen naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen (Abb. 47) und Degenerationsstadien zumindest in ihrer jetzigen Form bestehen bleibt. Diesen Trend umzukehren erfordert allerdings eine völlige Außerfunktions-

setzung der Entwässerung im Gebiet, was in der Praxis ein langfristiger Prozess sein wird (s. IV.2.).

2.2.1.3. Degenerationsgesellschaften

Charakteristik, Synsystematik und Sukzession

Bei stärkerer Entwässerung der Bult-Schlenken-Komplexe breiten sich die Gefäßpflanzen auf Kosten der Torfmoose stark aus. Dabei werden schließlich sogar die Schlenken bewachsen, deren Arten auch aufgrund ihrer niedrigen Austrocknungstoleranz schnell verschwinden. Zunächst kommt es zu einer Ausbreitung der Besenheide, die in diesen Bereichen meist völlig zur Dominanz kommt. Mit den Torfmoosen verschwinden auch andere konkurrenzschwache Arten der Oxycocco-Sphagnetea wie *Vaccinium oxycoccos*, *Andromeda polifolia* und *Drosera rotundifolia*. Gleichzeitig breitet sich *Molinia caerulea* weiter aus und *Hypnum jutlandicum* dringt in die Besenheidebestände mit hoher Stetigkeit ein. Diese artenarmen Heiden, die hier als ranglose *Calluna vulgaris-Hypnum jutlandicum*-Gesellschaft bezeichnet werden, haben eine starke physiognomische Ähnlichkeit mit den terrestrischen Heiden des Binnenlandes. Da allerdings für eine Zuordnung zur Klasse der Calluno-Ulicetea bis auf *Hypnum* jegliche weiteren Kennarten fehlen, wird die Gesellschaft den Oxycocco-Sphagnetea zugerechnet (Abb. 48). Das Besenheidestadium bietet durch seine Trockenheit gute Lebensbedingungen für Moorbirken, so dass sich diese Bereiche relativ rasch in Birkengebüsche umwandeln können.

Das Besenheidestadium ist meist eng verzahnt mit dem Pfeifengrasstadium und kann sich in dieses weiterentwickeln, wenn der Gehölzaufwuchs unterbleibt. Daneben können pfeifengrasdominierte Bereiche auch direkt aus Bulten oder sogar aus Schlenken hervorgehen. Diese Bereiche sind außer durch die Dominanz von *Molinia caerulea* vor allem negativ durch das Fehlen der Kennarten naturnaher Hochmoorgesellschaften gekennzeichnet (Abb. 49). Lediglich *Erica tetralix* ist hier noch mit nennenswerter Stetigkeit vorhanden, während andere Gefäßpflanzen und Torfmoose nur noch sehr sporadisch auftreten. Daher kann auch dieses Degenerationsstadium nur als ranglose *Molinia caerulea-Erica tetralix*-Gesellschaft den Oxycocco-Sphagnetea zugeordnet werden. An der Basis der Pfeifengrashorste finden sich zerstreut kleinere Polster von Kryptogamen wie *Cephalozia connivens*, *Calypogeia muelleriana* oder *Campylopus pyriformis*, die sich dort anscheinend erfolgreich eingenischt haben. Auch im Pfeifengrasstadium kann sich eine Bewaldung durch Moorbirken vollziehen, in feuchteren Bereichen kann sich auch das Gagelgebüsch in den Pfeifengrasbeständen ausdehnen.

Abb. 48: Das Besenheidestadium am Nordrand des NSG Lengener Meer ist durch ein kleinräumiges Mosaik von Horsten der Besenheide und des Pfeifengrases gekennzeichnet. Nördlicher Gebietrand westlich von Kolk II im August 2004.

Abb. 49: Links: Ein ausgedehnter Bereich mit Pfeifengrasstadium am Nordostrand des NSG Lengener Meer im August 2005. Rechts: Im Winter sind die reinen *Molinia*-Flächen durch ihre einheitlich weißgelbe Färbung sehr gut zu identifizieren (Januar 2006).

Abb. 50: Links: Ca. 30 cm hohe Zwergform von *Myrica gale* im relativ naturnahen Bult-Schlenken-Komplex südlich von Kolk I im August 2005. Rechts: Bis zu 2,5 m hohes Gagelgebüsch im Schwingrasen des Lengener Meeres im August 2005. An dieser Stelle war vor 200 Jahren vermutlich noch offenes Wasser.

Als Gebüschformation sind die Gagelstrauchbestände der Klasse der Franguletea zuzuordnen, deren Ordnung der Moorgebüsche (Salicetalia auritae) nur durch den Verband Salicion cinereae repräsentiert wird (Tab. 12). Die im Untersuchungsgebiet aufgenommenen Gagelgebüsche lassen sich gut dem Myricetum gale zuordnen. Aufgrund der sekundären Natur dieser Gesellschaft im Untersuchungsgebiet unterbleibt jedoch eine exakte Einordnung in beschriebene Untereinheiten (WEBER 1998), obwohl sich an vielen Stellen bereits typische Artenkombinationen gebildet haben oder zumindest in Ansätzen vorhanden sind. Neben der namengebenden Art sind *Frangula alnus*, *Dryopteris carthusiana*, *Molinia caerulea* und einige Laub- und Lebermoose hochstete Begleiter dieser Assoziation.

Im Untersuchungsgebiet tritt diese Pflanzengesellschaft natürlicher Moorränder nur als ein Degenerationsstadium auf. Auch wenn der Gagelstrauch in küstennahen Hochmooren in den Bult-Schlenken-Komplexen schon immer in einer ca. 30 cm hohen Zwergform aufgetreten ist (Abb. 50, MÜLLER 1965), stellen die heutigen ausgedehnten, dichten und bis zu 2,5 m hohen Bestände eine relativ junge Erscheinung im NSG Lengener Meer dar (s. III.2.2.3.6. u. III.2.2.4.). Gagelgebüsche treten gehäuft an den Ufern der (z. T. ehemaligen) Kolke auf und bilden dort meist einen deutlichen Gürtel im Anschluss an naturnahe Bult-Schlenken-

Komplexe der Verlandungszonen. Hier profitieren sie von den höheren Mineralstoffgehalten, die vermutlich durch eine Sauerstoffanreicherung im Torf aufgrund des Wellenschlags zustande kommen (s. III.3.3.1.). Ähnliches gilt wohl für weitere Standorte an Gräben und an ehemaligen Feldwegen (mit Randgräben). Darüber hinaus sind Gagelgebüsche in allen Zwischenstadien vom lückigen Zwergstrauch bis hin zum dichten Gebüsch über das gesamte Gebiet verteilt. Da die Gagelgebüsche tendenziell feuchter stehen als das Besenheide- und das Pfeifengrasstadium, vollzieht sich eine Umwandlung in Birkenwald nur sehr langsam, so z. B. im Schwingrasen des Lengener Meeres (Abb. 50).

Tab. 12: Gagelgebüsch- und Birkenwaldgesellschaften im NSG Lengener Meer.

Klasse (Verband)	Franguleatea, Salicion cinereae										Querco-Fagetea										Stetigkeiten der Veg.-Einheit (VE)		
Assoziationen, Gesellschaften	Myricetum gale										*Sorbus aucuparia-Betula pubescens*-Ges.												
Varianten											Typische Variante					Variante von *Dryopteris dilatata*							
Aufnahme-Nr.	136	153	154	155	167	120	121	122	123	124	115	116	117	118	119	110	111	112	113	114			
Aufnahmefläche (qm)	25	25	16	16	16	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25			
Deckung Kryptogamenschicht (%)	1	1	40	4	2	30	40	20	25	20	1	1	1	1	1	20	3	5	2	30			
Deckung Krautschicht (%)	5	40	5	50	20	50	40	50	40	40	75	75	80	75	90	40	20	70	40	35			
Deckung Strauchschicht (%)	100	80	90	90	95	60	80	70	70	70	2	15	0,5	-	2	2	3	3	15	1			
Deckung Baumschicht (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	60	60	60	60	70	90	80	60	70			
																					13	14	15
Differentialarten:																							
Myrica gale (S1) DO ES	5	5	5	5	5	4	5	4	4	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.	.
Myrica gale DO ES	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.	.
Dryopteris carthusiana	.	+	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V	.	.
Sphagnum fallax (M) KC SC	+	.	3	1	.	+	1	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	IV	.	.
Frangula alnus	+	1	1	1	1	+	+	.	+	.	.	.	+	.	1	.	+	.	.	.	IV	II	I
Calypogeia fissa (M)	.	.	.	.	.	1	+	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.	.
Hypnum jutlandicum (M) DO ES	+	+	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.	.
Tetraphis pellucida (M)	.	.	+	.	+	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.	.
Molinia caerulea DO ES	3	3	1	3	2	3	3	3	3	3	5	4	4	4	5	+	.	.	+	.	V	V	II
Frangula alnus (S1)	1	1	1	1	1	+	+	.	+	.	1	2	.	.	1	.	+	+	.	.	IV	III	II
Betula pubescens (B1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	4	4	3	4	1	5	2	4	4	.	V	V
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	+	1	1	1	+	.	V	V
Rubus fruticosus agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	+	1	1	1	1	1	+	.	V	V
Prunus serotina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	+	1	1	1	1	1	+	.	V	V
Hypnum cupressiforme (M)	.									.	+	+	.	.	+	2	+	+	+	1	.	III	V
Deschampsia flexuosa OC QR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	3	2	2	+	.	1	+	.	.	V	III
Dryopteris dilatata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	3	2	4	3	3	.	II	V
Sorbus aucuparia (B1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	4	2	4	2	2	.	I	V
Mnium hornum (M)	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	1	II	.	V
Prunus serotina (S1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	+	+	+	1	.	.	II	IV
Polytrichum longisetum (M)	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	+	1	+	I	III
Scleropodium purum (M) VC QR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	+	.	I	III
Rubus fruticosus agg. (S1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	III
Begleiter:																							
Brachythecium rutabulum (M)	.	.	.	.	.	+	1	+	+	1	+	+	+	+	+	+	1	+	1	+	III	V	V
Dicranum scoparium (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	+	+	.	II	III
Betula pubescens	.	.	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	II	.	I
Betula pubescens (S1)	.	.	.	.	.	.	.	+	+	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	II	.	I
Calypogeia muelleriana (M)	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.
Campylopus pyriformis (M)	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.
Sorbus aucuparia (S1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	II
Sphagnum fimbriatum (M)	.	.	.	.	.	.	1	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.
Cephalozia connivens (M) KC OS	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.
Ilex aquifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	I
Polygonatum multiflorum KC QF	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.
Populus tremula VC QR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.
Quercus robur	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.
Quercus robur (B1)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	I	.
Vaccinium myrtillus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	I	.
Dicranella cerviculata (M)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Eurhynchium striatum (M)	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Sphagnum palustre (M)	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.

Abkürzungen:
KC: Klassen-Kennart, OC: Ordnungs-Kennart, VC: Verbands-Kennart, DO: Ordnungs-Differentialart, ES: Erico-Sphagnetalia, OS: Oxycocco-Sphagnetea, QF: Querco-Fagetea, QR: Quercetalia roboris, SC: Scheuchzerio-Caricetea, M: Moosschicht, S1: Strauchschicht, B1: Baumschicht.

Dichte Birkengebüsche und Birkenwald von größerer Ausdehnung sind nur am Gebietsrand im Nordwesten und Nordosten anzutreffen. Daneben finden sich am übrigen Gebietsrand nur kleinere und lückigere Birkenbestände, die meist aus dem Besenheidestadium hervorgehen und sich vermutlich in wenigen Jahren ebenfalls zu Birkenwäldern schließen werden. Die Entwicklung zum Birkenhochwald vollzieht sich allmählich und parallel zum Rückgang von *Calluna vulgaris* und *Hypnum jutlandicum*, während *Molinia caerulea* meist im lichten Waldschatten weiter existieren kann. Neben *Betula pubescens* bilden weitere Gehölze wie *Sorbus aucuparia*, *Frangula alnus*, *Prunus serotina*, *Populus tremula* oder *Quercus robur* sukzessive eine Strauch- und Baumschicht aus. Gleichzeitig wandern Arten der terrestrischen Laubwälder wie *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, *Mnium hornum* oder *Polygonatum multiflorum* ein (Abb. 51). Solche Moorbirkenwälder auf degenerierten Hochmoorstandorten werden oft den Birkenbruchwäldern des Betulion pubescentis zugeordnet. Aufgrund des völligen Fehlens von Torfmoosen und anderen Kennarten von Bruchwäldern einerseits und dem Auftreten von Kennarten der terrestrischen Laubwälder andererseits erfolgt jedoch die Einordnung der Birkenwälder des Untersuchungsgebiets in die Klasse der Querco-Fagetea als ranglose *Betula pubescens-Sorbus aucuparia*-Gesellschaft. Neben einer artenärmeren Typischen Variante mit starkem Anteil von *Molinia caerulea* in der Krautschicht findet sich im Gebiet eine Variante von *Dryopteris dilatata*, die neben der Dominanz des Breitblättrigen Dornfarnes auch durch eine Reihe von Trennarten wie *Mnium hornum*, *Dicranum scoparium* und *Rubus fruticosus* agg. positiv gekennzeichnet ist und vermutlich die momentan höchste Entwicklungsstufe des Laubwaldes im Gebiet darstellt.

Abb. 51: Die *Betula pubescens-Sorbus aucuparia*-Gesellschaft tritt im Gebiet in zwei Erscheinungsformen auf. Durch eine hohe Deckung von *Molinia caerulea* und *Deschampsia flexuosa* ist die Typische Variante gekennzeichnet (links), während die Krautschicht der Variante von *Dryopteris dilatata* wesentlich offener ist und dadurch mehr Arten günstige Wuchsbedingungen bietet (rechts). Beide Fotos vom Nordwestrand des Gebiets, August 2005.

Die vereinzelte Beteiligung von *Quercus robur* in der Baumschicht lässt vermuten, dass die Entwicklung dieser Bestände in Richtung zu bodensauren Stieleichenwäldern des Quercion roboris weiter gehen könnte, da sich die Stieleiche auf lange Sicht gegen die Birken durchsetzen sollte und eine weitere Einwanderung von Laubwaldarten anzunehmen ist.

2.2.2. Qualitativer Vergleich der historischen und aktuellen Pflanzengesellschaften

2.2.2.1. Schlenkengesellschaften

Im Folgenden wird die Vegetationstabelle von MÜLLER (1968) den im Rahmen dieser Arbeit erstellten Tabellen gegenübergestellt und auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede hin analysiert.

Ein Vergleich der Vegetationsaufnahmen der Schlenken von 1968 und 2005 zeigt einige auffällige Unterschiede (Tab. 13). So ist gegenüber 1968 eine neue Vegetationseinheit hinzugekommen, während gleichzeitig eine Gesellschaft 2005 nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Neu im Gebiet ist die *Juncus effusus*-Variante der *Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft, die momentan großflächig die seeseitigen Schwingrasen des Lengener Meeres dominiert. Auch der Fotovergleich zeigt, dass diese Flatterbinsenzone eine relativ junge Erscheinung im Gebiet ist (Abb. 77, S. 133). Weiterhin lässt sich anhand der historischen Fotos nachweisen, dass sich diese Vergesellschaftung aus dem Sphagno tenelli-Rhynchosporetum entwickelt hat und damit ein Degenerationsstadium des ursprünglichen Schwingrasens darstellt.

Nicht mehr durch Aufnahmen belegt werden konnte das Sphagno tenelli-Rhynchosporetum sphagnetosum pulchri, Variante von *Sphagnum balticum*. Da die kennzeichnende Art aktuell im Gebiet nicht mehr nachgewiesen werden konnte (s. III.1.2.3.), ist mit großer Wahrscheinlichkeit von einem Aussterben dieser Variante im Gebiet auszugehen. Allerdings kann dies aufgrund der Flächengröße des Gebiets nicht mit völliger Sicherheit angenommen werden.

In Bezug auf die Artenzusammensetzung fallen in den Vegetationsaufnahmen lediglich bei vier Arten deutliche Unterschiede ins Auge. Am auffälligsten ist das völlige Fehlen von *Molinia caerulea* in den Aufnahmen von 1968. Offensichtlich ist das Eindringen dieser Art in die Schlenkengesellschaften des Lengener Meeres eine junge Erscheinung, die auf Entwässerung und Eutrophierung hindeutet. Das Pfeifengras wird besonders durch stark schwankende Moorwasserstände und dadurch bedingt höhere Nährstoffgehalte begünstigt, die in den

Schlenken der Hochmoore nur bei gestörtem Wasserhaushalt auftreten. Darüber hinaus fördert aber auch atmosphärische Deposition das Wachstum der Art (LOACH 1966, SHEIKH 1969a, 1969b), so dass in Bezug auf diese beiden Faktoren wahrscheinlich ein Wirkkomplex vorliegt.

Ebenfalls ein Hinweis auf stärkere Austrocknung ist das Auftreten der hauptsächlich in Bultgesellschaften verbreiteten Lebermoose *Cephalozia macrostachya* und *Odontoschisma sphagni*, die vor allem im Sphagno-Rhynchosporetum sphagnetosum tenelli heute häufig sind, während sie 1968 nur sehr vereinzelt in den anderen Schlenkengesellschaften zu finden waren. Allerdings kann dieser Befund angesichts der geringen Zahl der Aufnahmeflächen dieser Subassoziation nur mit Vorsicht gewertet werden.

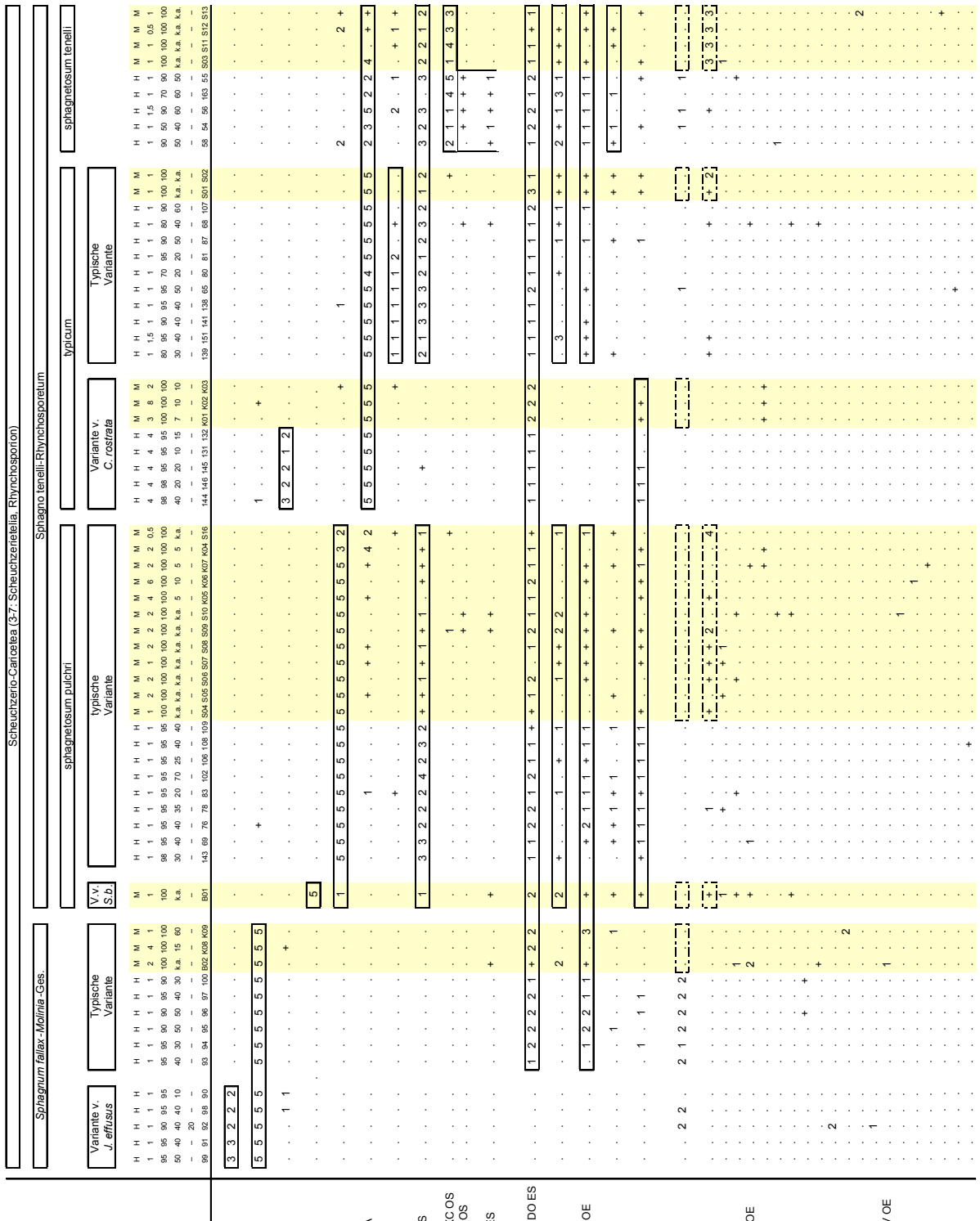
Deutlich ist hingegen der Rückgang von *Cladopodiella fluitans* in allen Schlenkengesellschaften. War das Lebermoos 1968 noch in 14 Vegetationsaufnahmen vertreten, so sind es 2005 nur noch fünf Aufnahmen, in denen die Art darüber hinaus z. T. mit wesentlich geringeren Deckungsgraden auftritt. *Cladopodiella fluitans* ist vor allem in sehr nassen Schlenken zu finden, die in den Schwingrasen der Kolke auch heute noch einen relativ ausgeglichenen Wasserhaushalt besitzen. Daher ist dieser Rückgang vermutlich weniger auf eine Entwässerung zurückzuführen, sondern könnte eher auf eine erhöhte Konkurrenz durch kräftigere Pflanzen in Folge einer Eutrophierung und/oder auf eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Luftschadstoffen hindeuten (s. III.1.2.3.).

Abgesehen von den erwähnten Auffälligkeiten ergibt der Vergleich der Vegetationsaufnahmen von 1968 und 2005 keine weiteren grundlegenden Unterschiede. Die Qualität der heutigen Schlenkengesellschaften ist daher insgesamt als leicht verschlechtert gegenüber 1968 zu bewerten.

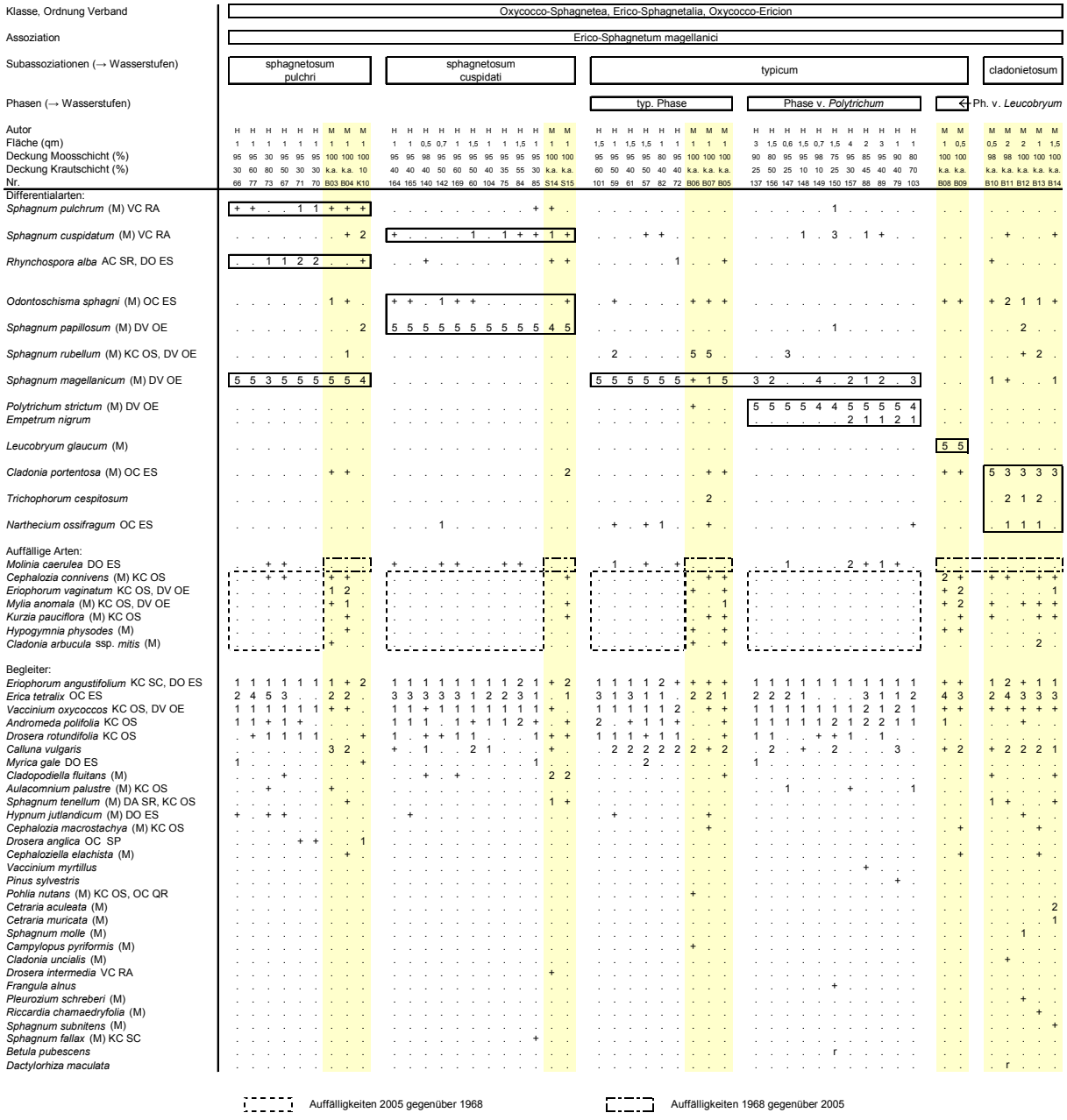
2.2.2.2. Bultgesellschaften

Im Gegensatz zu den Schlenkengesellschaften sind die Veränderungen in den Bultgesellschaften des Erico-Sphagnetum deutlicher (Tab. 14). Zunächst muss erwähnt werden, dass MÜLLER (1968) keine Degenerationsgesellschaften aufgenommen hat, obwohl sie auch damals bereits kleinräumig im Gebiet vorhanden gewesen sind (vgl. SCHULZE 1954). Da bei der vorliegenden Analyse nur einander entsprechende Pflanzengesellschaften miteinander verglichen werden können, müssen die aktuell aufgenommenen Degenerationsstadien der Bulte daher unberücksichtigt bleiben und können auch nicht als neu auftretende Gesellschaften bewertet werden.

Tab. 13: Vergleich der Vegetationsaufnahmen der Schlenken von MÜLLER (1968) und Huntke (2005). Die Aufnahmen von MÜLLER sind gelb unterlegt.



Tab. 14: Vergleich der Vegetationsaufnahmen der Bulten von MÜLLER (1968) und Huntke (2005). Die Aufnahmen von MÜLLER sind gelb unterlegt.



Die 2005 im NSG Lengener Meer nicht mehr nachgewiesene Subassoziation von *Cladonia uncialis* kann hingegen als deutliche Veränderung gegenüber 1968 gewertet werden. Das bereits im floristischen Teil beschriebene, flächendeckende Aussterben der meisten Flechtenarten im Gebiet wirkt sich auch auf die Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaften aus. Enthalten die Vegetationsaufnahmen von MÜLLER 1968 noch mit hoher Deckung *Cladonia portentosa* sowie Nachweise von *C. arbuscula*, *C. uncialis*, *Cetraria aculeata* und *Cetraria muricata*, so sind diese Arten bis auf *C. portentosa* heute wahrscheinlich nicht mehr im Untersuchungsgebiet vorhanden (s. III.1.2.3.). Selbst *Cladonia portentosa* ist 2005 nur noch in

einer Vegetationsaufnahme des Besenheide-Stadiums mit geringer Deckung enthalten (Tab. 11, S. 97), daher muss diese Subassoziation als ausgestorben bewertet werden.
Nicht von MÜLLER aufgenommen wurde 1968 die Phase von *Polytrichum strictum*. Diese sehr markanten Bulte finden sich heute nur in den Schwingrasen der Kolke, wo sie deutlich von der Umgebung abgesetzte, hohe Hügel bilden, auf deren Spitze *Polytrichum strictum* dichte Rasen bildet (Abb. 46, S. 96). Da PILLE (1976) im Rahmen seiner Aufnahmen von 1968 die Art erwähnt, ist davon auszugehen, dass sie von Müller entweder übersehen oder aus anderen Gründen nicht aufgenommen wurden.

Betrachtet man die Artenzusammensetzung der historischen und aktuellen Aufnahmen, so zeigen sich auch bei den Bultgesellschaften einige markante Unterschiede. Ebenso wie bei den Schlenkengesellschaften wurde auch hier 1968 in keiner einzigen Aufnahme das Pfeifengras nachgewiesen. Allerdings ist bei den trockeneren Bultgesellschaften das Auftreten von *Molinia* nicht negativ zu bewerten, da sie mit geringen Deckungsgraden zum natürlichen Arteninventar der Bultgesellschaften gehört (MÜLLER 1965). Auch SCHULZE (1954) und PILLE (1976) fanden *Molinia* in den Bultgesellschaften am Lengener Meer.
Gravierend ist hingegen das fast völlige Fehlen von sechs Arten in den aktuellen Aufnahmen. Neben den schon erwähnten Flechten handelt es sich dabei um drei Lebermoose, die vermutlich ähnlich wie *Cladopodiella fluitans* und die Flechten aufgrund des Wirkkomplexes Luftschadstoffe/Eutrophierung/erhöhte Konkurrenz zurückgegangen sind (s. III.1.2.3. u. III.3.3.4.).
Weniger leicht zu erklären ist hingegen der Rückgang von *Eriophorum vaginatum*, das heute in keiner Bultgesellschaft mehr zu finden ist, während es bei MÜLLER (1968) und auch bei PILLE (1976) noch in mehreren aufgenommenen Beständen vorhanden war. Dass dies nicht nur ein zufälliger Befund ist wurde auch durch die Geländebeobachtungen im Rahmen dieser Arbeit festgestellt, bei denen das Scheiden-Wollgras im gesamten Gebiet nicht sehr häufig beobachtet wurde. Offensichtliche Ursachen dafür sind nicht erkennbar, da *Eriophorum vaginatum* nach bisherigen Erkenntnissen nicht störungsempfindlicher ist als die anderen Hochmoorarten, bei denen keine Veränderungen im Vergleich zu 1968 auftreten (GOODMAN & PERKINS 1968a, 1968b).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Artenzusammensetzung der Bult- und Schlenkengesellschaften nur leichte Veränderungen zwischen 1968 und 2005 aufweist. Deutlich ist lediglich der Rückgang der Flechten und Lebermoose, der vermutlich überwiegend auf die Luftverschmutzung zurückzuführen ist und daher nur zum Teil als Beleg für eine Verschlechterung der Standortbedingungen durch direkte Eingriffe in das Gebiet interpretiert

werden kann. Darüber hinaus ist die Artenzusammensetzung bis auf die Ausbreitung von *Molinia caerulea* im Wesentlichen weitgehend unverändert geblieben, so dass sich die Qualität der Pflanzengesellschaften insgesamt nur leicht verschlechtert hat.
Aus diesen Befunden nur eine geringe Verschlechterung in der Vegetationsentwicklung des Untersuchungsgebiets abzuleiten ist allerdings unzulässig, da bei einer flächenbezogenen Betrachtung neben der Qualität vor allem die Quantität eine entscheidende Rolle spielt. Daher wird im folgenden Kapitel die Vegetationsentwicklung im NSG Lengener Meer in Bezug auf die Fläche dargestellt, was ein deutlich anderes Bild ergibt.

2.2.3. Flächenbezogene Vegetationsentwicklung

2.2.3.1. Einleitung

Die aktuelle und historische Verbreitung der kartierten Vegetationseinheiten wird anhand von Luftbildern aus verschiedenen Zeiträumen nachvollzogen (s. III.2.1.2.2.). Darüber hinaus wird versucht, anhand der frühesten Luftbilder den ursprünglichen Zustand der Vegetation vor den ersten tiefgreifenden anthropogenen Störungen zu rekonstruieren. Als Zeitpunkt dafür wird das Jahr 1700 festgelegt, da im folgenden Jahrhundert höchstwahrscheinlich die ersten Entwässerungsgräben im Gebiet angelegt wurden (s. II.4.3.4.).
Beim Vergleich der Vegetationskarten ergibt sich eine starke Veränderung der Vegetation von 1700 bis heute (Abb. 52-56). Die naturnahen Bult-Schlenken-Komplexe, die noch 1956 den größten Teil der Fläche einnahmen, sind nur im Zentrum des Untersuchungsgebiets großflächig erhalten geblieben, während im Randbereich starke Sukzessionsvorgänge stattgefunden haben. Dort hat sich der größte Teil der Bult-Schlenken-Komplexe zu Pfeifengrasbeständen und Besenheidestadien weiterentwickelt, auf einem kleinen Teil der Fläche sind sogar Birkenwälder und Birkengebüsche als Vorstufe entstanden. Darüber hinaus haben sich vor allem an den Kolkrändern hohe Gagelgebüsche ausgebreitet, die inzwischen auch im Besenheidestadium zunehmend größere Flächen einnehmen. Im Zuge der Entwässerung sind die meisten kleineren Kolke verlandet, während die größeren Gewässer beträchtliche Flächeneinbußen durch Verlandung aufweisen.
Im Folgenden werden die Vegetationskarten dargestellt und die Kartiereinheiten charakterisiert. Anhand einer Flächenberechnung mit ArcView wird darüber hinaus die Flächenentwicklung der Vegetationseinheiten quantitativ ermittelt.

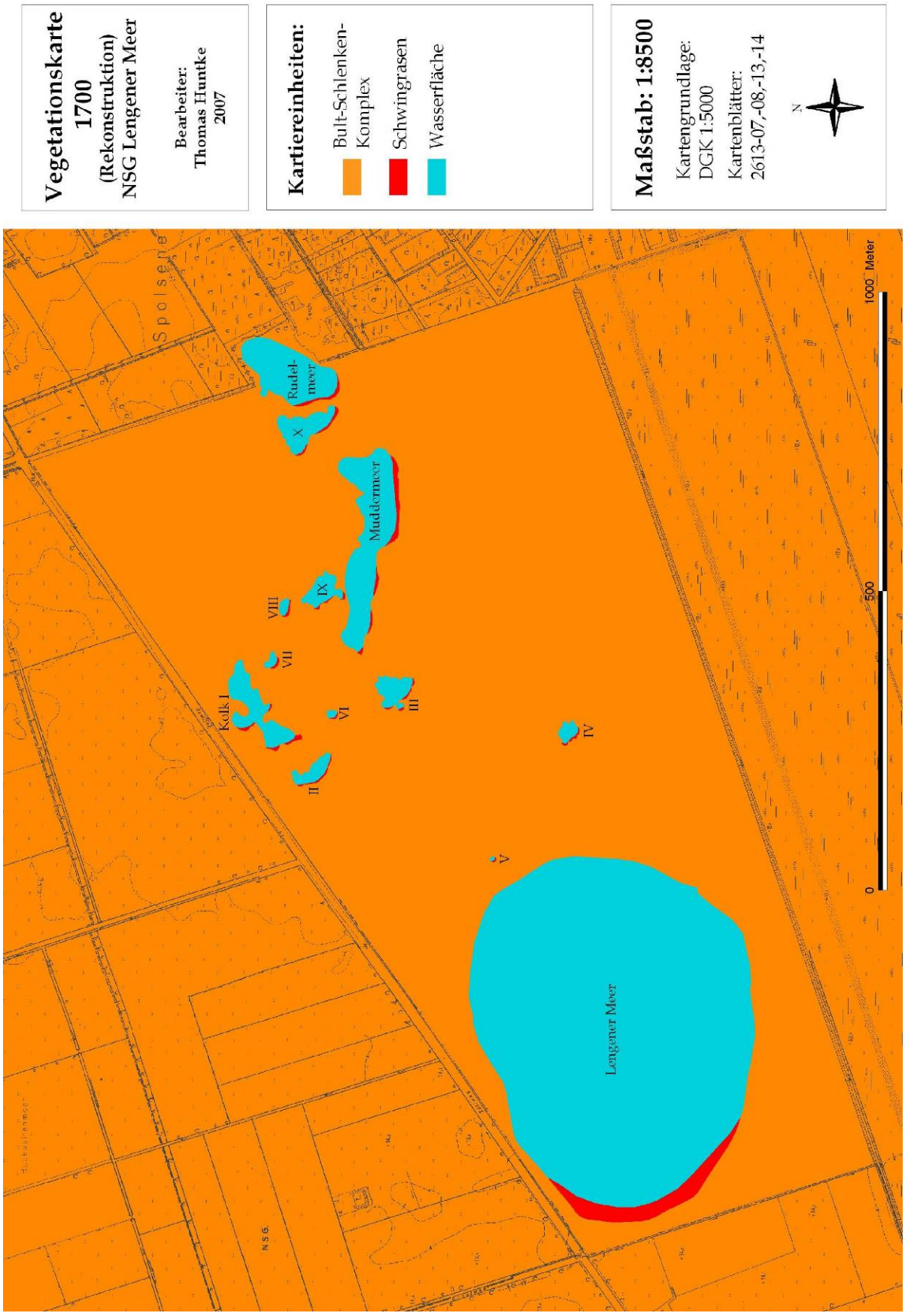


Abb. 52: Rekonstruktion der Vegetation von 1700 (s. III. 2.1.2.2.). Zur besseren Orientierung ist die heutige Umgebungskarte mit dargestellt, hier war um 1700 ebenfalls noch naturnahes Hochmoor. Ebenfalls abgebildet ist die Nummerierung der kleineren Kolke (I-III nach PILLE (1976), IV-X eigene Festlegung). Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

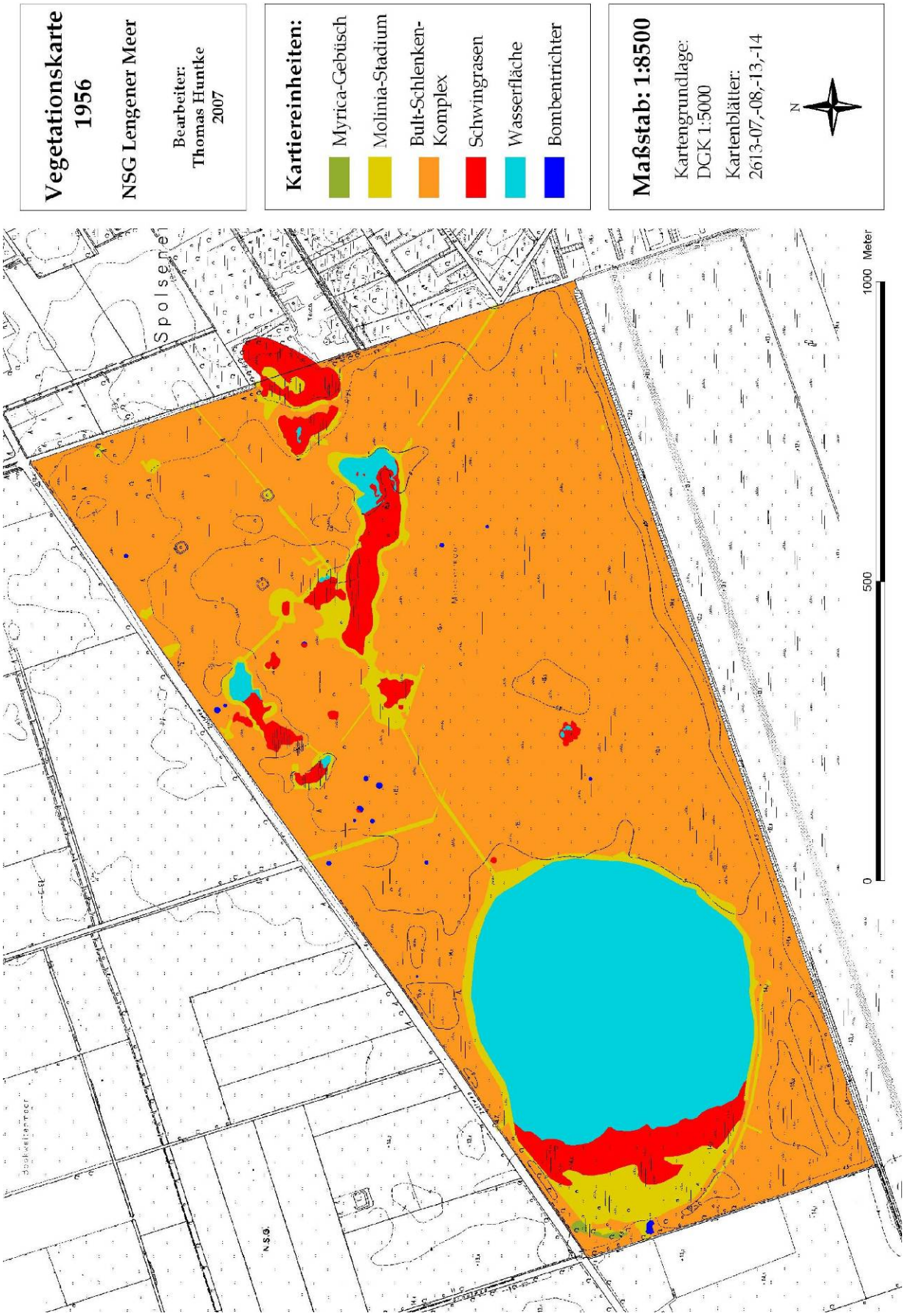


Abb. 53: Vegetationskarte 1956 auf Grundlage der amtlichen Luftbilder von 1956. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

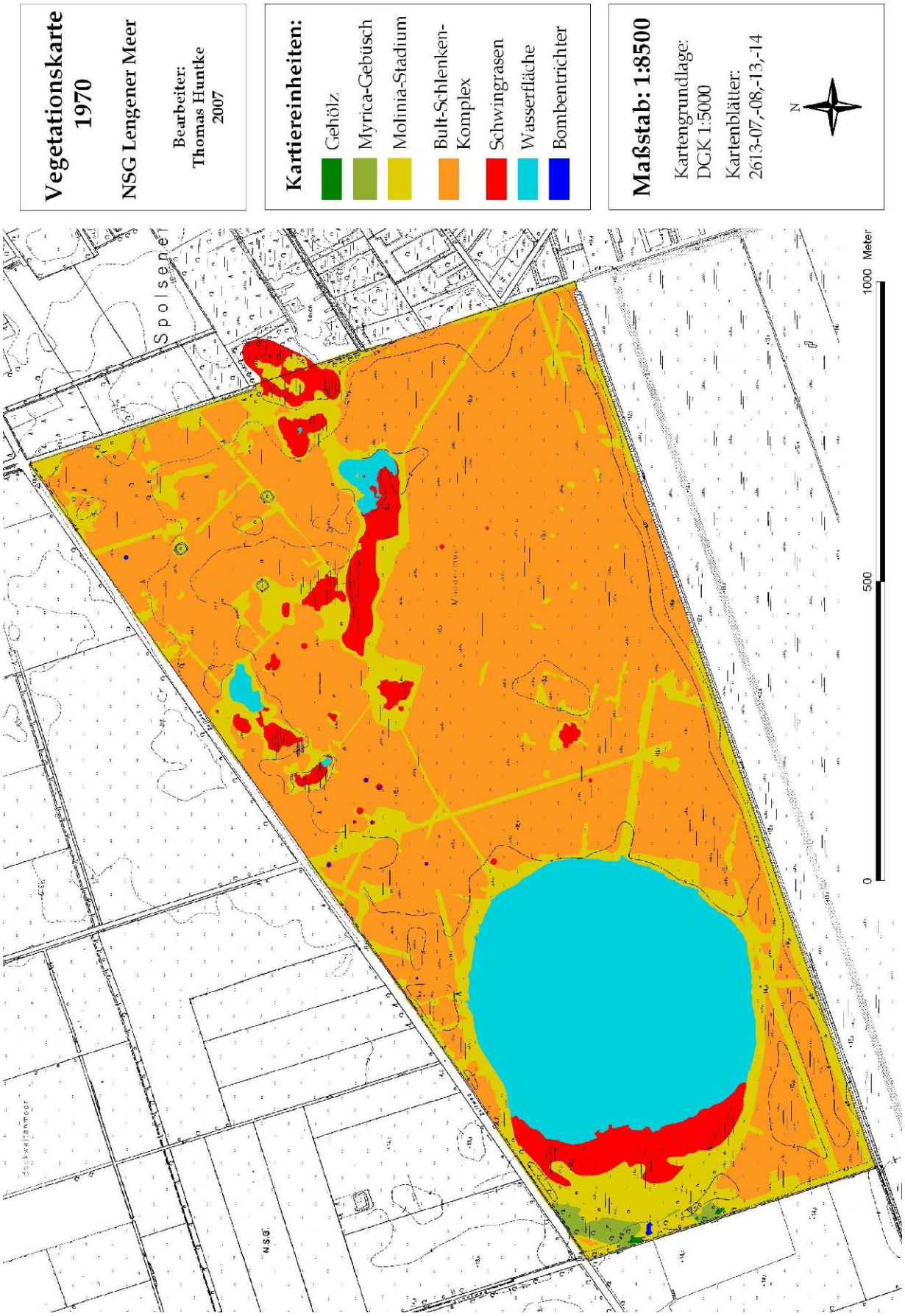


Abb. 54: Vegetationskarte 1970 auf Grundlage der amtlichen Luftbilder von 1970. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

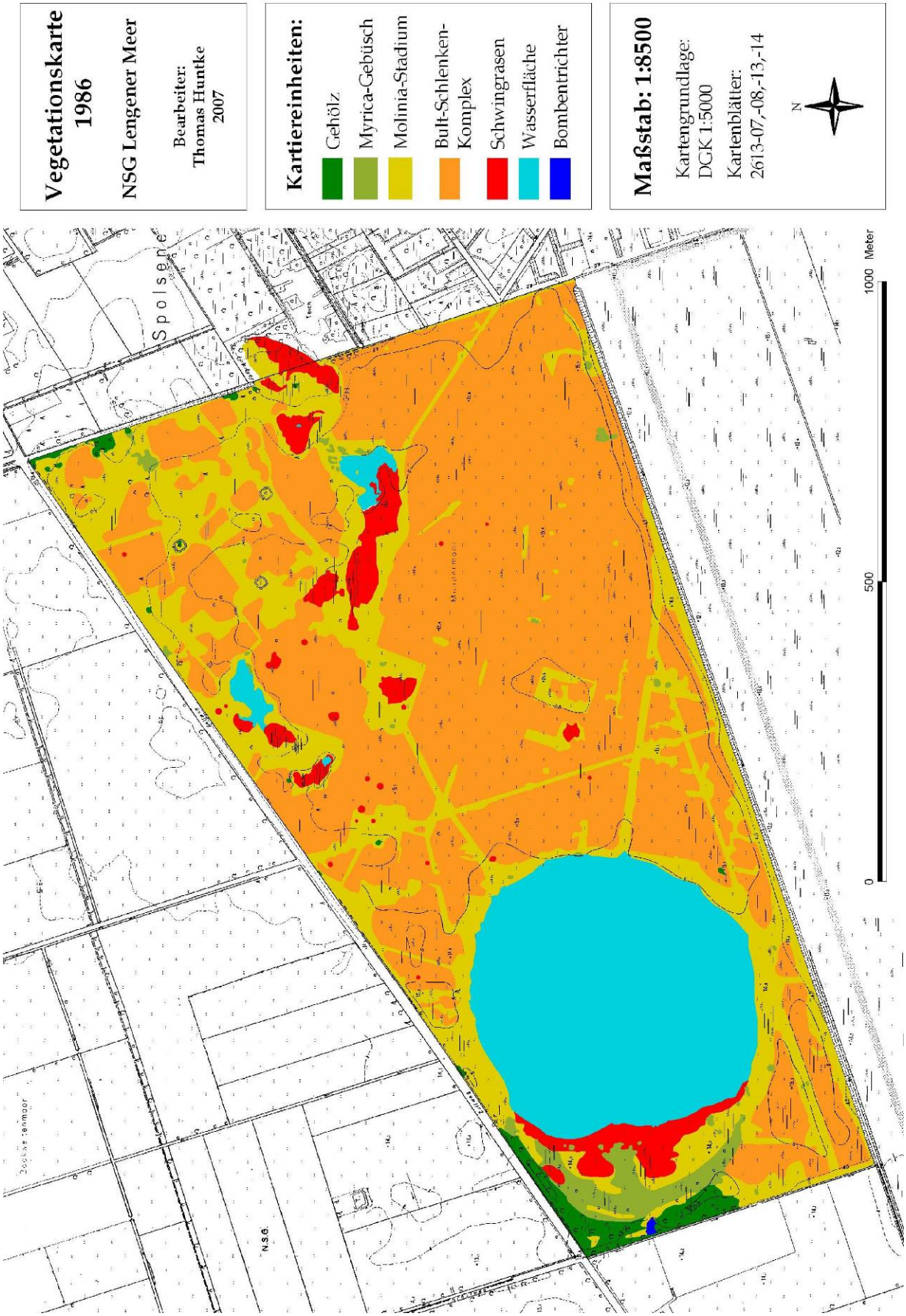


Abb. 55: Vegetationskarte 1986 auf Grundlage der amtlichen CIR-Luftbilder von 1986. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

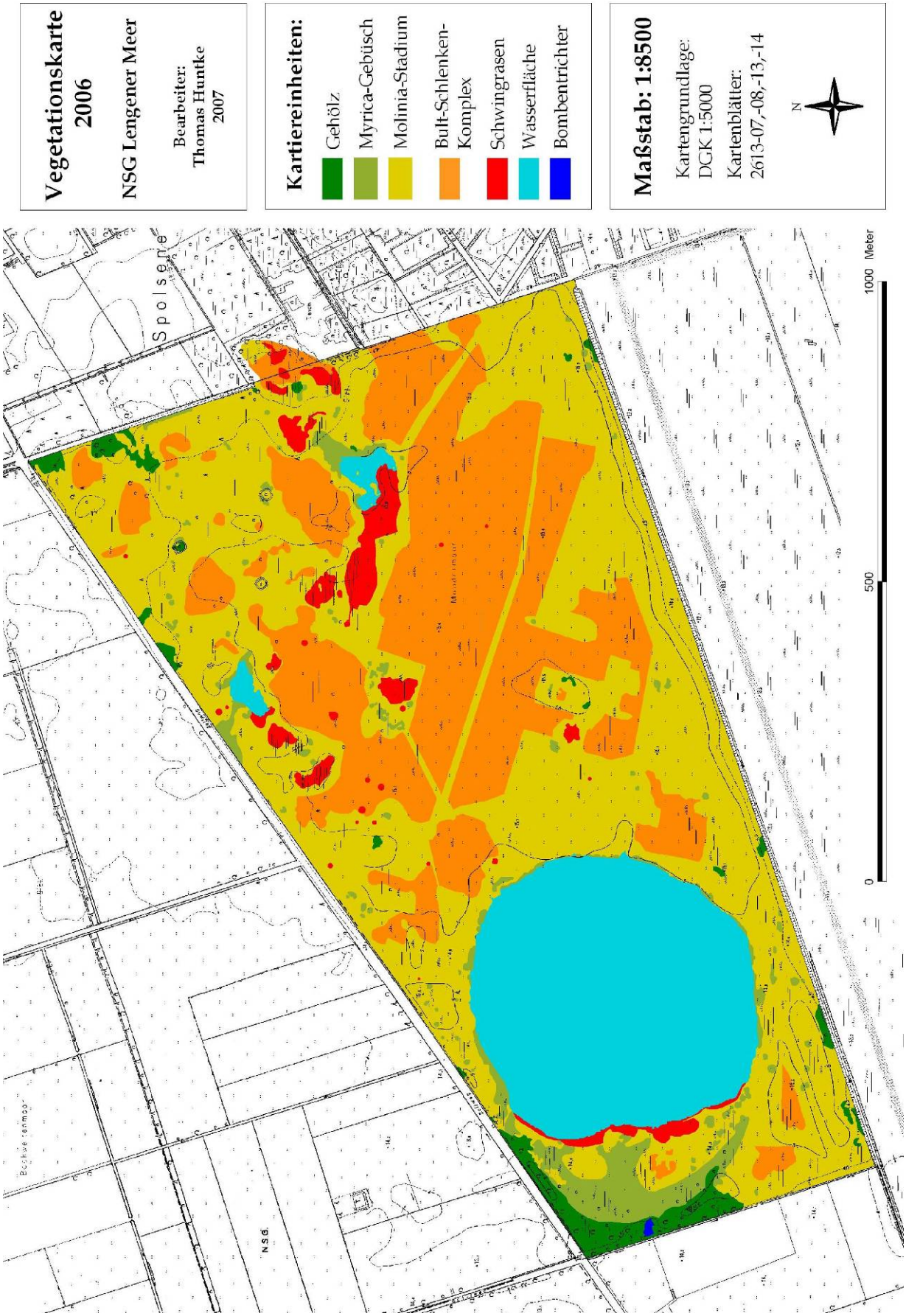


Abb. 56: Vegetationskarte 2006 auf Grundlage der amtlichen Luftbilder von 2002 und den eigenen Luftbildern vom April 2006. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

2.2.3.2. Wasserflächen und Bombentrichter

Charakterisierung und Abgrenzung

Alle offenen Wasserflächen der natürlichen Kolke wurden als eigene Kartiereinheit aufgefasst, auch wenn diese größtenteils vegetationslos sind. Kleinräumig bilden flutende Bestände von *Sphagnum cuspidatum* und in diese vordringende Exemplare von *Carex rostrata* und *Eriophorum angustifolium* den Übergang zum Sphagno tenelli-Rhynchosporetum. Die Abgrenzung zum sich unmittelbar anschließenden Schwingrasen erfolgt dort, wo sich der Torfmoosteppich über die Wasseroberfläche erhebt. Wo Pfeifengras-Bulte oder Gagelbestände direkt an die Wasserflächen grenzen ist meist eine deutliche Uferlinie in Form einer Abbruchkante ausgebildet.

Als sekundäres Phänomen werden die Wasserflächen der Bombentrichter gesondert herauskartiert. Es handelt sich dabei überwiegend um nahezu kreisrunde Gewässer, die nach ihrer Entstehung im Zweiten Weltkrieg (s. Anhang zu II.) mehr oder weniger schnell mit einem Torfmoos-Schwingrasen verlandet sind. Lediglich der „Kuhtränkenteich" am westlichen Gebietsrand ist nicht verlandet und auch von wesentlich größerer Fläche als die übrigen Bombentrichter. Es ist unklar, ob dessen heutige Größe auf mehrere nahe beieinander erfolgte Bombeneinschläge oder auf eine Vergrößerung durch Menschenhand zurückzuführen ist. Anhaltspunkte für Letzteres wären das Zusammenlaufen der Entwässerungsgräben in den Teich und die Wasserentnahme durch eine Kuhtränke im angrenzenden Grünland.

Aktuelle Verbreitung

Die größte offene Wasserfläche im Gebiet ist das Lengener Meer mit einer aktuellen Größe von ca. 22,45 ha (Abb. 56, Abb. 75-91). Da die Verlandung im Westen momentan stagniert, ist mit einer weiteren Vergrößerung der Fläche zu rechnen, da die östliche Uferlinie weiterhin kontinuierlich aberodiert. Als zweitgrößtes Gewässer im Gebiet weist das Muddermeer zurzeit eine Fläche von ca. 0,55 ha auf (Abb. 58); Kolk I ist mit 0,37 ha noch etwas kleiner (Abb. 57). Diese beiden Kolke verlanden langsam von Westen her, die Erosion am Ostufer ist eher als gering einzustufen. Die 1986 noch offene Wasserfläche am Südende von Kolk II ist inzwischen vollständig verlandet.
Als einziger noch wasserführender Bombentrichter hat der Kuhtränkenteich am Westrand des Untersuchungsgebiets momentan eine Fläche von 0,05 ha.

Entwicklung der Flächengrößen

Anhand der älteren Luftbilder lässt sich die ehemalige Uferlinie der natürlichen Kolke sehr gut rekonstruieren (Abb. 52). Nicht nachvollzogen werden kann die ehemalige Größe der Schwingrasen dieser Gewässer, deshalb wird deren Ausmaß hier anhand der eigenen Erfahrungen und Literaturbeschreibungen (WEBER 1902, UHDEN 1967, MÜLLER 1973) grob geschätzt. Da die Flächengröße der Schwingrasen in der Naturlandschaft aufgrund der wechselhaften Wasserstände der Kolke vermutlich stärkeren Schwankungen unterworfen gewesen sein muss, ist eine Abschätzung der tatsächlichen Flächengröße ohnehin nur mit einer hohen Unschärfe möglich. Die Rekonstruktion der Naturlandschaft von 1700 ergibt für die Wasserfläche des Lengener Meeres eine Größe von ca. 30,0 ha, des Muddermeers von 2,1 ha und von Kolk I von 0,7 ha. Alle rezenten Kolke weisen damit einen drastischen Rückgang ihrer Wasserfläche um 28 % auf, durch eine intensive Verlandung bedingt ist. Diese wurde vermutlich bereits mit dem Aushub der Lengenermeersbäke und gleichzeitigem Anschluss an die meisten Kolke im Gebiet (s. II.4.3.4.) im 18. Jahrhundert ausgelöst und durch die Anlage von Gräben und Grüppen im Verlauf der Moorbrandkultur noch verstärkt (s. IV.2.2.). In der ersten Hälfte des 20. Jahrhundert verstärkte die Kultivierung des Umlandes diesen Prozess vermutlich noch zusätzlich. Das erste verfügbare Luftbild von 1956 weist bereits diesen großen Flächenschwund auf, die meisten kleineren Kolke im Gebiet sind zu dieser Zeit bereits zum größten Teil verlandet. Dies gilt auch für das drittgrößte Gewässer, das Rudelmeer, welches durch einen unmittelbar angrenzenden Torfstich erhebliche Wasserverluste erlitt und daher schon 1956 zum größten Teil verlandet ist (Abb. 59). Die weitere Verlandung der Kolke bis 2006 ist demgegenüber gering; im Jahr 1986 zeigt sich sogar eine leichte Ausweitung der Wasserflächen, die vermutlich auf starke Niederschläge zurückzuführen ist. Betrachtet man die Gesamtfläche dieser Kartiereinheit, ist sie von 32,6 ha im Jahr 1700 auf 23,4 ha im Jahr 2006 zurückgegangen, also um ca. 1/3. Für die übrigen Kolke ist der Rückgang noch wesentlich drastischer: Ihre Fläche ist von 2,6 ha auf 0,9 ha geschrumpft und weist damit einen Verlust von ca. 2/3 der ursprünglichen Fläche auf (Tab. 15, Abb. 62).

Unmittelbar nach dem Zweiten Weltkrieg besaßen vermutlich alle Bombentrichter zunächst offene Wasserflächen mit einer Gesamtfläche von ca. 0,13 ha. Bereits im Luftbild von 1970 zeigt sich, dass nahezu alle diese Wasserflächen bis auf den Kuhtränkenteich verlandet sind (Abb. 60); auch die verbliebenen 0,02 ha (ohne Kuhtränkenteich) sind schließlich bis 1986 verschwunden. Die Bombentrichter weisen inzwischen sehr naturnahe Schlenken des Sphagno tenelli-Rhynchosporetum typicum auf; teilweise sind bereits erste Bulte des Erico-Sphagnetum typicum und sphagnetosum cuspidati entstanden (Abb. 61).

Abb. 57: Kolk I vom Westrand in Richtung Osten im August 2004.

Abb. 58: Das Muddermeer vom Hochstand am Ostrand in Richtung Westen im August 2004.

Abb. 59: Das völlig verlandete Rudelmeer vom Nordrand in Richtung Süden im August 2004 (Panoramabild aus zwei zusammengesetzten Einzelfotos).

Abb. 60: Der Kuhtränkenteich vom Westrand des Gebiets in Richtung Osten im März 2005.

Abb. 61: Kreisrunde Bombentrichter westlich von Kolk II im August 2005. Links mit Sphagno tenelli-Rhynchosporetum typicum verlandet, rechts ebenso, aber in der Mitte mit initialer Bultbildung des Erico-Sphagnetum typicum und sphagnetosum cuspidati.

Tab. 15: Flächengrößen der natürlichen Kolke im NSG Lengener Meer 1700-2006 (Angaben in ha).

	1700	1956	1970	1986	2006
Lengener Meer	26,965	22,613	22,463	22,468	22,454
Muddermeer	2,134	0,615	0,589	0,571	0,553
Rudelmeer	1,371	0	0	0	0
Kolk I	0,699	0,247	0,328	0,474	0,371
Kolk II	0,193	0,031	0,026	0,021	0
Kolk III	0,292	0	0	0	0
Kolk IV	0,102	0,017	0	0	0
Kolk V	0,007	0	0	0	0
Kolk VI	0,023	0	0	0	0
Kolk VII	0,045	0	0	0	0
Kolk VIII	0,045	0	0	0	0
Kolk IX	0,268	0,019	0	0	0
Kolk X	0,466	0,017	0,006	0,003	0
Gesamt	32,610	23,559	23,412	23,537	23,378

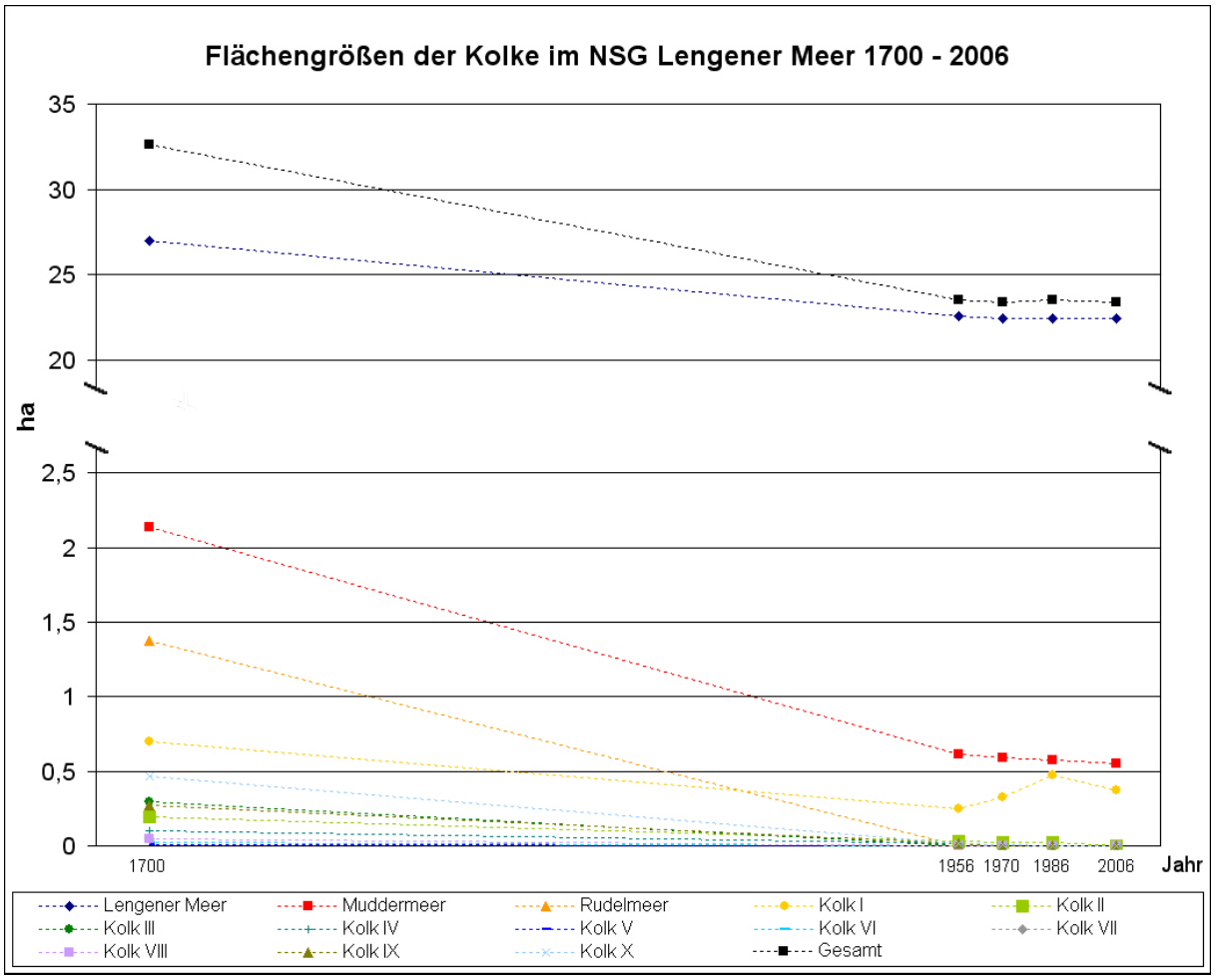


Abb. 62: Entwicklung der Flächengrößen der Kolke 1700 bis 2006.

2.2.3.3. Verlandungs-Schwingrasen

Charakterisierung und Abgrenzung

Alle Schwingrasen im NSG Lengener Meer sind aus der Verlandung von Kolken oder Bombentrichtern hervorgegangen (Abb. 63). In naturnahen Bereichen der Bult-Schlenken-Komplexe hingegen sind nur noch sehr selten schwach schwingende Torfmoosdecken vorhanden. Jüngere Verlandungs-Schwingrasen, die sich meist in der Nähe der Wasserlinie befinden, sind gewöhnlich stark schwingend, während ältere Rasen diese Fähigkeit sukzessive einbüßen.

In der frühen Phase dominieren die Schlenkengesellschaften des Sphagno tenelli-Rhynchosporetum (s. III.2.2.1.1.). Schon früh können sich allerdings Bultsphagnen des Erico-Sphagnetum magellanici zwischen den Schlenkenarten ansiedeln und eine rasche Bultbildung einleiten (Abb. 45, S. 94). Das Erico-Sphagnetum kann dabei entweder in größerer

Flächenausdehnung jedoch nur in flachen Bulten auftreten oder relativ scharf abgegrenzte, hohe Bulte bilden (Abb. 64). Vereinzelt können im Schwingrasen auch einzelne Horste von *Molinia caerulea* oder Flecken von *Narthecium ossifragum* vorkommen.

Da sich Verlandungs-Schwingrasen und naturnahe Bult-Schlenken-Komplexe rein pflanzensoziologisch nicht voneinander trennen lassen, erfolgt die Abgrenzung dieser beiden Kartiereinheiten ausschließlich nach ihrer Entstehung, die aus der Lage ehemaligen Uferlinie der Kolke ersichtlich wird (s. o.). Meist sind die Schwingrasen im Gelände deutlich von der Umgebung abgegrenzt.

Abb. 63: Schwingrasen des Muddermeers 2003. Neben der großflächig ausgebildeten Schlenkengesellschaft des Sphagno tenelli-Rhynchosporetum sphagnetosum pulchri finden sich auch größere Bulte und einzelne Horste des Pfeifengrases.

Abb. 64: Deutlich von der Umgebung abgesetzter Bult des Erico-Sphagnetum, Phase von *Polytrichum strictum*. Im Vordergrund ist die beginnende Bultbildung durch *Sphagnum magellanicum* zu beobachten, dahinter überwiegend Schwingrasen mit *Sphagnum pulchrum* (Sphagno tenelli-Rhynchosporetum sphagnetosum pulchri).

Aktuelle Verbreitung

Zurzeit nehmen die Schwingrasen eine Gesamtfläche von 3,7 ha ein. Überwiegend befinden sie sich momentan in einem Übergangsstadium von der reinen Schlenkengesellschaft zu Bult-Schlenken-Komplexen. Insbesondere *Sphagnum magellanicum* nimmt hier schon große Teile der Flächen ein und scheint sich schnell auszubreiten. Dies ist vor allem in den schon vor längerer Zeit verlandeten Kolken der Fall, während jüngere Schwingrasen, wie die am Muddermeer und im Südteil von Kolk II noch vorwiegend von Schlenkensphagnen dominiert werden.

Entwicklung der Flächengrößen

Vor der Entwässerung des Gebiets um 1700 haben die Schwingrasen vermutlich eine wesentlich kleinere Fläche eingenommen. Ihre in der Vegetationskarte von 1700 rekonstruierte Größe von 1,4 ha ist rein spekulativ (s. III.2.1.2.2.); tatsächlich wird ihre Fläche wahrscheinlich etwa zwischen einem und zwei Hektar betragen haben. Schon im ersten Luftbild von 1965 haben die Schwingrasen die meisten Kolke entweder vollständig oder zu einem großen Teil erobert, so dass ihr Flächenanteil auf 8,1 ha angewachsen ist. In den folgenden Jahren bis 2006 verringert sich die Fläche der Schwingrasen sukzessive um etwa die Hälfte auf 3,7 ha, da sie vom Rand her von Pfeifengras- oder Gagelbeständen zugewachsen werden (Abb. 65).

Abb. 65: Randliches Eindringen von *Myrica gale*, *Molinia caerulea* und *Calluna vulgaris* in den Schwingrasen des verlandeten Kolkes X. Aufnahme von Westen in Richtung Osten vom August 2003.

2.2.3.4. Bult-Schlenken-Komplexe

Charakterisierung und Abgrenzung

Diese Kartiereinheit umfasst hauptsächlich die durch ein Mosaik von Bulten und Schlenken geprägten Flächen außerhalb der verlandeten Kolke. Es handelt sich dabei um die mehr oder weniger naturnahe Vegetation des Hochmoorplateaus, die ursprünglich den größten Teil der Gesamtfläche eingenommen hat (Abb. 52, S. 110; Abb. 66). Durch die starken Eingriffe der Moorbrandkultur sind diese Bereiche allerdings auch heute noch zum Teil deutlich geprägt (Abb. 22, S. 32; Abb. 67); die ehemaligen Ackerstrukturen sind im Gelände noch durch die streifenförmige Anordnung der Bult-Schlenken-Komplexe und Pfeifengrasbestände zu erkennen (Abgrenzung s. u.).
Da in den älteren Luftbildern die *Calluna*-Stadien der Bult-Schlenken-Komplexe nicht von den naturnahen Bulten und Schlenken unterschieden werden können, musste zusätzlich dieses Degenerationsstadium in die Kartiereinheit mit aufgenommen werden. Innerhalb der Besenheidebestände finden sich alle Übergänge von naturnahen Bulten bis hin zu torfmoosfreien Degenerationsstadien; beide sind meist mosaikartig miteinander verzahnt. Dies ist zu beachten, da deshalb die Kartiereinheit Bult-Schlenken-Komplexe nicht vollständig mit hoher Naturnähe gleichgesetzt werden kann. Der derzeitige Anteil der besenheidedominierten Flächen beträgt grob geschätzt etwa 1/3 der Fläche der Bult-Schlenken-Komplexe.
Abgesehen von den Übergängen zu den Pfeifengrasstadien sind die Bult-Schlenken-Komplexe ansonsten meist recht deutlich von den übrigen Vegetationstypen abgegrenzt.

Aktuelle Verbreitung

Im Jahr 2006 nehmen die Bult-Schlenken-Komplexe im NSG Lengener Meer ca. 38,5 ha ein. Sie sind in größerer, zusammenhängender Fläche im Zentrum des Untersuchungsgebiets zu finden und werden dort streifenförmig von den Feldwegen der Buchweizenkultur unterbrochen, die vom Pfeifengras und Gagelgebüschen dominiert werden (Abb. 56, S. 114). Daneben finden sich in den Randbereichen viele isolierte, kleinere Flächen. Im Schwingrasen des Lengener Meeres und des Rudelmeers haben sich darüber hinaus sekundäre Bult-Schlenken-Komplexe von größerer Flächenausdehnung gebildet.

Abb. 66: Sehr naturnahe Bult-Schlenken-Komplexe im Zentrum des Gebiets mit vereinzelten Krüppelkiefern und sehr geringem Anteil von *Molinia caerulea*. NSG Lengener Meer im September 2006.

Abb. 67: Bult-Schlenken-Komplexe mit streifenförmigen Strukturen der Moorbrandkultur und einzelnen Kiefern. Aufnahme vom Hochsitz südlich von Kolk II in Richtung Südost im August 2005.

Entwicklung der Flächengrößen

Die Bult-Schlenken-Komplexe sind die Kartiereinheit, die im Gebiet in jüngster Zeit die größten Flächeneinbußen unter den Kartiereinheiten erlitten hat. In der Naturlandschaft nahmen sie vermutlich ca. 108 ha ein, von denen im Jahr 1956 mit ca. 102 ha noch der größte Teil vorhanden ist. Bis 1986 nahm der Anteil dann sukzessive bis auf 72 ha ab; der weitere Rückgang bis 2006 auf ca. 39 ha ist noch drastischer und ergibt insgesamt eine Abnahme um 64 %. Neben diesen quantitativen Einbußen vollzogen sich in den Bult-Schlenken-Komplexen auch starke qualitative Veränderungen, die sich aus den Vegetationskarten nicht ersehen lassen. So zeigen alte Fotografien noch weitgehend baumfreie Bult-Schlenken-Bereiche, die auch keine größeren Bestände vom Pfeifengras aufwiesen (z. B. Abb. 92, S. 140; Abb. 98, S. 143; Abb. 102, S. 145). Mit dem Rückgang dieses Vegetationskomplexes war eine Ausbreitung des Pfeifengrases und die Entwicklung lockerer Gehölzbestände verbunden, hauptsächlich handelte es sich dabei um einzelne Waldkiefern (Abb. 67).

2.2.3.5. Pfeifengrasstadium

Charakterisierung und Abgrenzung

Flächen mit Dominanz von *Molinia caerulea* sind durch starke Artenarmut gekennzeichnet. Das Pfeifengras nimmt in diesen Bereichen den größten Teil der Fläche ein; nur sporadisch bleiben kleinere, fleckenartige Reste der Bult-Schlenken-Komplexe erhalten (Abb. 69). In ihnen können auch niedrige Bestände von *Myrica gale* auftreten, die sich aber noch nicht gegenüber dem Pfeifengras durchgesetzt haben und daher noch dieser Kartiereinheit zugeordnet werden (s. u.). Vor allem in den Randbereichen des Gebiets dringen auch Gehölze wie *Betula pubescens* und *Pinus sylvestris* in die *Molinia*-Bestände ein.
Wie schon erwähnt, sind die Pfeifengrasbestände teilweise schwer von den Bult-Schlenken-Komplexen abzugrenzen, da beide oft eng verzahnt miteinander auftreten (s. o.). Die kartographische Abgrenzung gegenüber den Bult-Schlenken-Komplexen erfolgte daher bei einem Pfeifengrasanteil von >50 %. In den im Winter aufgenommenen Luftbildern hebt sich das helle Pfeifengras sehr gut von den dunklen Bult-Schlenken-Komplexen ab; dadurch wurde die Einschätzung der Deckung von *Molinia* sehr erleichtert (Abb. 68).

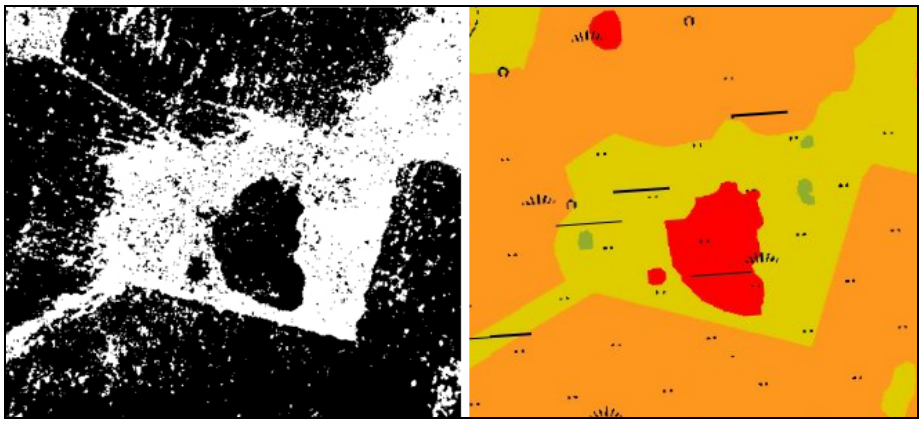


Abb. 68: Bei einer Umwandlung der Luftbilder in das Schwarzweiß-Format treten die Pfeifengrasbestände besonders kontrastierend heraus (links, CIR-Luftbild von 1986). Rechts die daraus abgeleitete Abgrenzung von *Molinia*-Stadium und Bult-Schlenken-Komplexe (Ausschnitt aus Abb. 55, S. 113).

Abb. 69: Pfeifengrasstadium am Nordostrand des NSG Lengener Meer in Richtung Westen im August 2003. Im Vordergrund sind kleinflächige Reste der Bult-Schlenken-Komplexe zu erkennen, vom Nordrand her dringen Gehölze in die Pfeifengrasbereiche ein und leiten eine Entwicklung zu Gehölzbeständen ein.

Aktuelle Verbreitung

Zurzeit nehmen die Pfeifengrasbestände im Untersuchungsgebiet ca. 67 ha ein und sind damit der Vegetationstyp mit der größten Flächenausdehnung (Abb. 56, S. 114). Sie sind hauptsächlich in den Randbereichen und im Umkreis des Lengener Meeres und der kleineren Kolke zu finden (Abb. 49, S. 100).

Entwicklung der Flächengrößen

Das Pfeifengrasstadium ist die Kartiereinheit mit dem größten Flächenzuwachs im Gebiet. Im ursprünglichen Hochmoor waren vermutlich nirgendwo günstige Bedingungen für die Ausbildung größerer Pfeifengrasbestände vorhanden, so dass *Molinia* im Jahr 1700 wohl nur vereinzelt auftrat (vgl. SCHULZE 1954). Im Luftbild von 1956 sind erste schmale Streifen der Art um das Lengener Meer und die übrigen Kolke und auf den alten Feldwegen zu erkennen, ihre Bestände nehmen insgesamt eine Fläche von ca. 8 ha ein. 1970 hat sich diese Fläche dann auf ca. 24 ha verdreifacht, während bis 1986 nur weitere 12 ha hinzukommen. Eine weitere drastische Ausbreitung der Pfeifengrasbestände erfolgt dann bis 2006, bei dem sich ihr Areal gegenüber 1986 mit einem Anstieg auf 67 ha fast verdoppelt. In dieser Zeit löst das Pfeifengrasstadium die Bult-Schlenken-Komplexe als flächenmäßig größte Kartiereinheit ab.

2.2.3.6. Gagelgebüsche

Charakterisierung und Abgrenzung

Diese Kartiereinheit beinhaltet nur Gagelgebüsche mit einer Dominanz von >50 % und einer Höhe von >150 cm. Diese großen und nahezu undurchdringlichen Gebüsche repräsentieren die kräftigste Wuchsform von *Myrica gale* im Untersuchungsgebiet, während die sehr kleinwüchsigen Exemplare in den naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen das andere Extrem im Gebiet darstellen (Abb. 50, S. 101). Da zwischen diesen Formen gleitende Übergange im Gebiet beobachtet werden können, ist die Abgrenzung dieses Vegetationstyps besonders schwierig und mit einer starken Unschärfe behaftet. Insbesondere in den Pfeifegrasbeständen kommen zurzeit viele kleine bis mittelgroße Gagelgebüsche hoch, die sich in wenigen Jahren ebenfalls zu kräftigen Gebüschen entwickeln könnten. Im Rahmen der vorliegenden Kartierung wurden diese Übergangsbestände noch dem Pfeifengrasstadium zugeordnet. Die Kartiereinheit Gagelgebüsch wurde daher sehr eng gefasst, indem nur die ausgewachsenen Gagelgebüsche berücksichtigt wurden (Abb. 70).

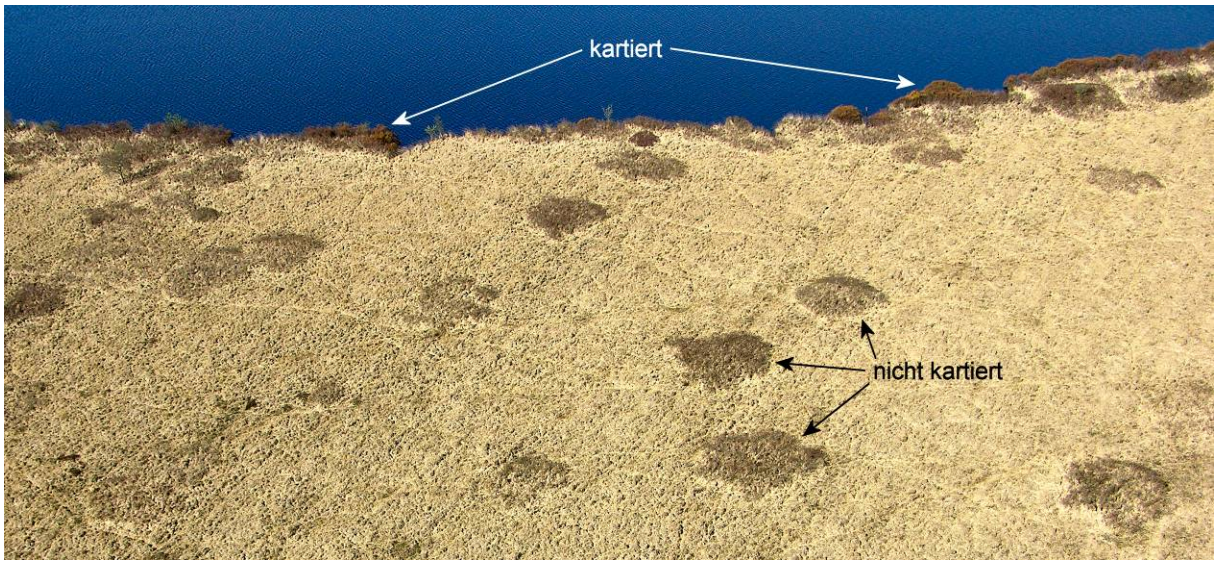


Abb. 70: Hohe, ausgewachsene Bestände der Kartiereinheit Gagelgebüsche am Ostufer des Lengener Meeres. Die jungen Gagel-Pioniergebüsche im Pfeifengrasbereich im Vordergrund wurden in dieser Arbeit noch der Kartiereinheit *Molinia*-Stadium zugeordnet. Luftbild vom April 2006.

Aktuelle Verbreitung

Die Gagelgebüsche nehmen im Schwingrasen des Lengener Meeres die größte Fläche ein, daneben bilden sie auch an den anderen Kolken größere gürtelförmige Bestände aus (Abb. 103, S. 145). Auch innerhalb der Pfeifengrasbestände und auf den alten Feldwegen finden sich zerstreut größere Flecken von hohen Gagelgebüschen. Insgesamt beträgt die Fläche im Jahr 2006 5,5 ha.

Entwicklung der Flächengrößen

Aus alten Fotos und den Literaturbeschreibungen wird deutlich, dass es im Untersuchungsgebiet ursprünglich keine hochwüchsigen Gagelgebüsche gegeben hat (s. III.2.2.4.); sie sind offensichtlich erst eine Entwicklung der letzten 30 Jahre. So ist auch im ersten Luftbild von 1956 nur sehr vage ein kleiner Bestand am Rande des Schwingrasens des Lengener Meeres zu erkennen, der sich zwar bis 1970 etwas ausgebreitet hat, aber mit 0,7 ha immer noch eine sehr kleine Fläche einnimmt. Bei diesen alten Luftbildern ist allerdings die Unterscheidung zwischen Gehölzen und Gagelgebüschen noch sehr schwer, so dass diese Angaben nur eine grobe Annäherung darstellen können. Bessere Informationen liefert erst das CIR-Luftbild von 1986, das eine starke Ausbreitung der Bestände im Schwingrasen des Lengener Meeres erkennen lässt und zudem auch im übrigen Gebiet kleinere Flecken und größere Bereiche an den übrigen Kolken von insgesamt 2,8 ha zeigt. Bis 2006 kommt es zu einer weiteren Zunahme auf 5,5 ha.

2.2.3.7. Gehölze

Charakterisierung und Abgrenzung

Zur Kartiereinheit Gehölze zählen im Rahmen dieser Kartierung die baumartendominierten Bereiche mit einem Deckungsgrad der Gehölze von >50 %, einer Fläche von >50 m^2 und einer Höhe von >2 m. Die meisten Gehölzbestände sind recht gut von den umgebenden Pfeifengras- und Gagelbeständen abzugrenzen, lediglich bei kleineren Gebüschen konnte die Höhe im Luftbild nicht immer eindeutig bestimmt werden. In den meisten Fällen handelt es sich um Dominanzbestände von *Betula pubescens*, denen einzelne Exemplare von *Sorbus aucuparia* und *Quercus robur* beigemischt sind (Abb. 51, S. 103). Darüber hinaus sind kleinere Gehölze von *Pinus sylvestris* vorhanden, die aber meistens nur eine Gruppe von Einzelexemplaren darstellen.

Aktuelle Verbreitung

Geschlossene Gehölze finden sich hauptsächlich am Gebietsrand, wo sie nur im Nordwesten ausgedehnte Flächen einnehmen; kleinere Flächen sind auch in der Nordostecke des Untersuchungsgebiets vorhanden (Abb. 71). Diese Bestände bestehen meist aus Moorbirken. Darüber hinaus finden sich hunderte von Einzelbäumen in der zentralen Fläche, die sich aber nur in wenigen Fällen zu einem kleinen waldartigen Bestand zusammenschließen und dann meist aus Waldkiefern zusammengesetzt sind (Abb. 72). Die Gesamtfläche der Gehölze beträgt derzeit 3,4 ha und macht damit nur einen geringen Teil der Gesamtfläche aus.

Entwicklung der Flächengrößen

Auch die Gehölze sind ein sekundäres Phänomen und fehlten in der Naturlandschaft (s. II.4.2.). Abgesehen von wenigen Einzelbäumen waren natürliche Hochmoore in Nordwestdeutschland frei von ausgewachsenen Bäumen, lediglich verkümmerte Zwergformen von Waldkiefer und Moorbirke konnten beobachtet werden (WEBER 1902, JONAS 1935). Daher werden Gehölzbestände für 1700 ausgeschlossen; auch im Luftbild von 1956 sind nur Einzelexemplare von Bäumen zu erkennen. 1970 zeigen sich dann erste kleine zusammenhängende Gehölzbestände am Westrand des Gebiets; diese haben ihr Areal schon bis 1986 annähernd auf ihre heutige Größe ausgedehnt. Daneben hat zu dieser Zeit auch schon die Gehölzentwicklung am Nordostrand eingesetzt, so dass 1986 von den Gehölzbeständen eine Gesamtfläche von 2,3 ha eingenommen wird, die bis 2006 auf 3,4 ha anwächst.

Abb. 71: Junge Birkengehölze am Nordwestrand des NSG Lengener Meer. Luftbild vom April 2006.

Abb. 72: Kiefernbestände westlich von Kolk II im NSG Lengener Meer. Luftbild vom April 2006.

2.2.3.8. Fazit der flächenbezogenen Vegetationsentwicklung

Innerhalb der letzten 300 Jahre und insbesondere in den letzen 50 Jahren haben sich im NSG Lengener Meer drastische Vegetationsveränderungen vollzogen (Abb. 73). Dabei kam es zu einer mehr oder weniger starken Verschiebung der Flächenanteile der Vegetationseinheiten (Tab. 16). Während sich die Flächen der Degenerationsgesellschaften Gagelgebüsch und Birkenwald bis 2006 nur um 3,8 bzw. 2,4 % ausbreiteten und damit nur in einem kleinen Anteil der Gesamtfläche, dehnte sich das Pfeifengrasstadium um 47,4 % und damit auf etwa die Hälfte der Gesamtfläche des NSG Lengener Meer aus. Gleichzeitig kam es zu einem starken Flächenverlust der Bult-Schlenken-Komplexe, die zum größten Teil von Pfeifengrasbeständen verdrängt wurden (Abb. 73) und dabei 48,8 % ihres Anteils an der Gesamtfläche verloren. Ebenfalls stark abgenommen haben die Wasserflächen im Gebiet, die ca. 1/3 ihrer ursprünglichen Fläche verloren haben.

Diese Ergebnisse belegen, dass im NSG Lengener Meer eine starke Abnahme der Naturnähe der Vegetationsverteilung stattgefunden hat, die trotz der Unterschutzstellung im Jahre 1940 nahezu ungebremst vonstatten ging. Die Ursachen dafür liegen in einem komplexen Wirkungsgefüge, das auf eine direkte und indirekte Beeinflussung des Menschen zurückzuführen ist. Hauptfaktor ist dabei wohl die Entwässerung, die seit der Erschließung der Moorfläche im Rahmen der Moorbrandkultur (s. II.4.3.4.) durch die Anlage von Gräben und Grüppen im

18. Jahrhundert auf das Gebiet wirkt und deren Einfluss auch heute noch fortdauert (s. IV.2.2.). Weitere im 20. Jahrhundert entstandene Entwässerungsgräben im und am Rande des Gebiets verstärkten die Austrocknung (s. Anhang zu II.). Ein zweiter Hauptfaktor ist die atmosphärische Deposition von Nährstoffen, die seit Beginn der Industrialisierung auf das Hochmoor einwirkt und verändernd auf den Mineralstoffhaushalt und damit auf das Konkurrenzgefüge der empfindlichen Hochmoorpflanzen einwirkt (s. III.3.3.4.).

Tab. 16: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer (Angaben in ha) und prozentuale Änderung der Flächenanteile 1700-2006 (Bezug: 141,6 ha).

	1700	1956	1970	1986	2006	Änderung (%)	
						seit 1700	seit 1956
Wasserflächen	32,6	23,6	23,4	23,5	23,4	-6,5	-0,1
Bombentrichter	0	0,13	0,07	0,05	0,05	0,0	-0,1
Schwingrasen	1,4	8,1	7,8	5,6	3,7	+1,6	-3,1
Bult-Schlenken-Komplexe	107,6	101,5	85,8	71,8	38,5	-48,8	-44,5
Molinia-Stadium	0	8,2	23,7	35,6	67,1	+47,4	+41,6
Myrica-Gebüsch	0	0,1	0,7	2,8	5,5	+3,9	+3,8
Gehölze	0	0	0,1	2,3	3,4	+2,4	+2,4

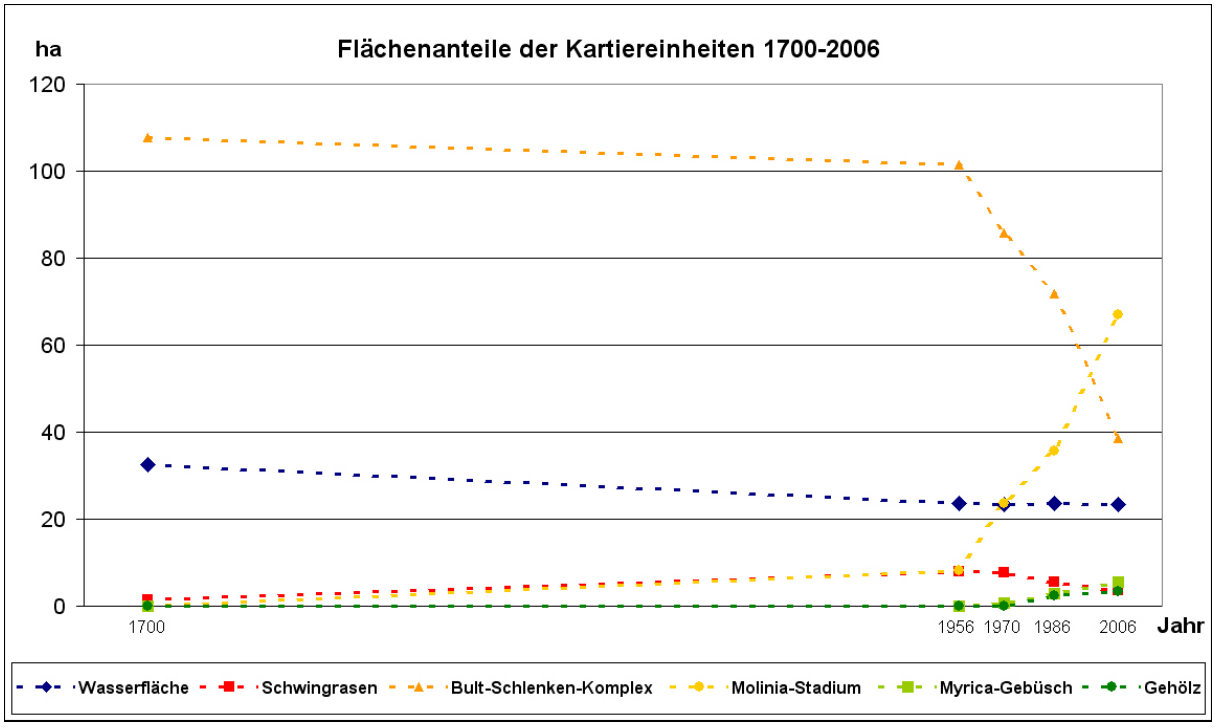


Abb. 73: Flächenanteile der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer 1700-2006.

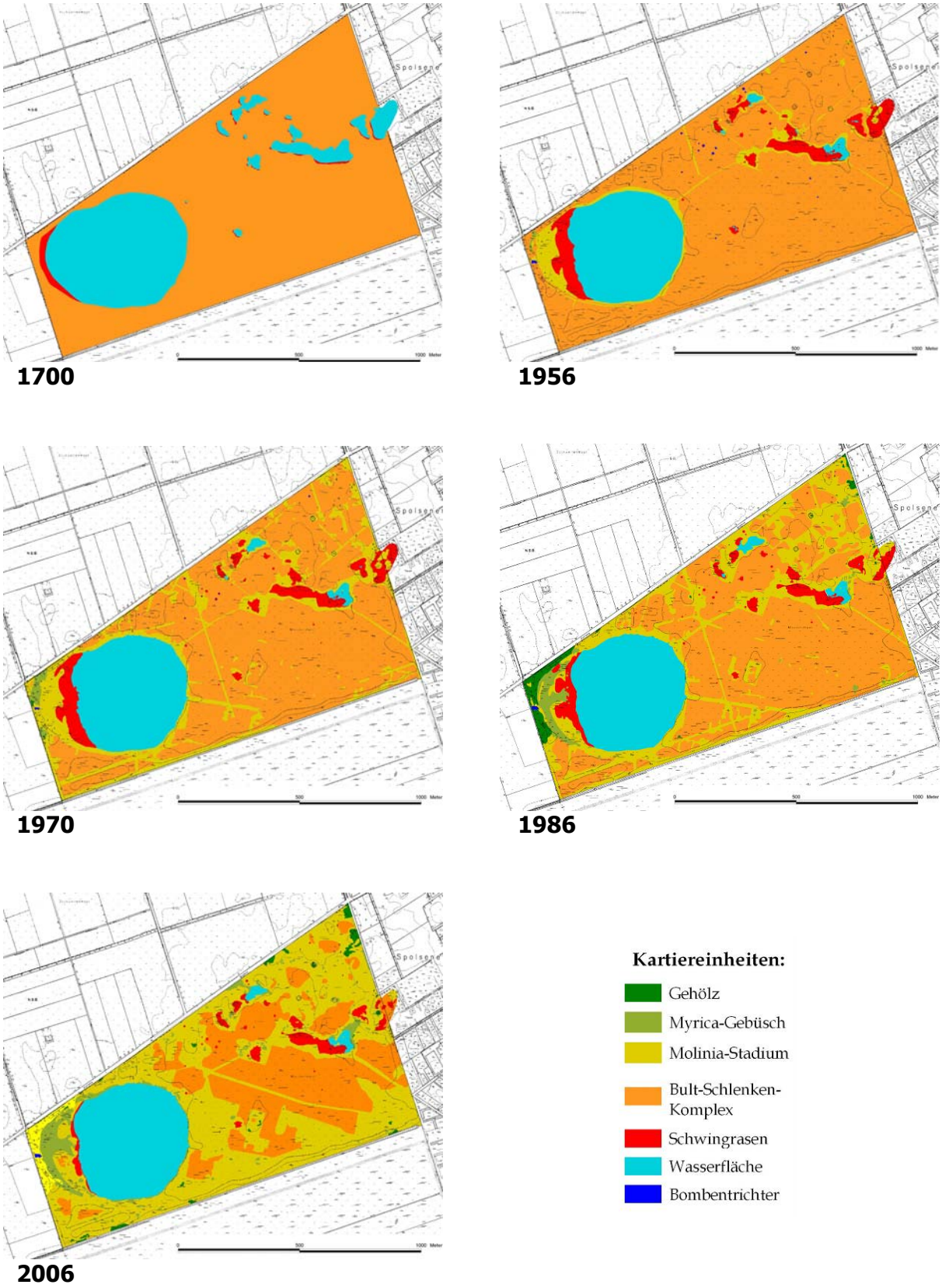


Abb. 74: Übersicht über die Vegetationskarten vom NSG Lengener Meer 1700-2006. Auszüge aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

2.2.4. Veranschaulichung der Vegetationsentwicklung durch Fotovergleiche

Während der Recherchen zur Geschichte des Untersuchungsgebiets wurden viele historische Fotos aus unterschiedlichen Quellen gefunden (s. III.2.1.2.3.). Diese Bilder zeigen das Untersuchungsgebiet in einem noch sehr naturnahen Zustand oder mit frühen Entwicklungsstadien der Degenerationsgesellschaften. Um die Vegetationsveränderungen im Gebiet neben den Vegetationskarten besonders anschaulich darzustellen, wurden den historischen Fotos aktuelle Fotos vom selben Aufnahmeort gegenübergestellt (vgl. JÜRGING & SCHMIDA 2005). Die Ergebnisse werden auf den folgenden Seiten dargestellt, auf die wesentlichen Details wird in den Bildunterschriften hingewiesen.

Abb. 75: Die Verlandungszone des Lengener Meeres vom Nordrand des Meeres nach Südwest im Juli 1960. Im Vordergrund Schwingrasen mit *Carex rostrata*, im Hintergrund leichtes Gehölzaufkommen in einer ansonsten überwiegend offenen Landschaft. Dia von J. Brandes, Stadtarchiv Wittmund.

Abb. 76: Heute vollzieht sich die Verlandung an dieser Stelle mit *Juncus effusus*. Am Gebietsrand im Hintergrund hat sich ein zusammenhängender Birkenwald gebildet. August 2004

Abb. 77: Detail vom Nordwestufer des Lengener Meeres aus den 1950er Jahren. Große Flächen werden von *Carex rostrata* dominiert, die weit in den See hineinwandert. Daneben *Menyanthes trifoliata* und einzelne Exemplare von *Juncus effusus*. Dia v. Heinrich Kunst, Archiv d. Oldenburg. Landschaft.

Abb. 78: Heute nimmt *Juncus effusus* zusammen mit *Sphagnum fallax* diesen Bereich ein, die Verlandung scheint wesentlich langsamer zu verlaufen als im oberen Bild. Darüber hinaus wird das starke Birkenaufkommen im Schwingrasen deutlich. September 2006.

Abb. 79: Foto vom Nordwestufer des Lengener Meeres aus den 1950er Jahren. Vordere Verlanddungszone mit *Carex rostrata*, im Vordergrund Pfeifengras und Besenheide, daneben eine größere Birke. Dia von Heinrich Kunst, Archiv der Oldenburgischen Landschaft.

Abb. 80: Im September 2006 wird der seeseitige Schwingrasen von *Juncus effusus* dominiert, dahinter großflächige Gagelgebüsche mit hohem Birkenaufkommen, dazwischen Pfeifengras.

Abb. 81: Nordufer des Lengener Meeres in Richtung Osten in den 1950er Jahren. Im Vordergrund ein Geländerücken mit Besenheidestadium am Gebietsrand, dahinter der Schwingrasen des Meeres. Dia von Heinrich Kunst, Archiv der Oldenburgischen Landschaft.

Abb. 82: In etwa dieselbe Stelle mit gleicher Blickrichtung im September 2006. Der Geländerücken ist vollständig mit Birkenwald bewachsen. Dahinter Gagelgebüsch im ehemaligen Schwingrasen.

Abb. 83: Noch einmal das Nordufer des Lengener Meeres in den 1950er Jahren, Dia von H. Kunst, Archiv der Oldenburgischen Landschaft.

Abb. 84: Das selbe Gebiet von annähernd derselben Stelle wie in Abb. 82, aus einer großen Birke in etwa 5 m Höhe fotografiert. Im Vordergrund ist deutlich zu erkennen, dass der gesamte Schwingrasen an dieser Stelle von Gagelgebüschen und Birken eingenommen wird. Dahinter Pfeifengrasbestände mit lückigem Baumbewuchs. September 2006.

Abb. 85: Der Nordrand des Lengener Meeres in Richtung Osten im Juli 1969. Das Ufer ist hauptsächlich mit Pfeifengras bewachsen, daneben einzelne Sträucher. Dia von J. Brandes, Stadtarchiv Wittmund.

Abb. 86: Der Nordrand des Lengener Meeres in Richtung Osten im November 2007. Im Uferbereich hat sich ein breiter Gürtel aus Gagelgebüsch ausgebreitet, daneben einzelne ausgewachsene Bäume.

Abb. 87: Angler am Nordufer des Lengener Meeres, Aufnahme in Richtung Westen. Schon in den 1950er Jahren hat das Lengener Meer einen Pfeifengrasgürtel, dahinter Bult-Schlenken-Komplexe und nur einzelne Gehölze. Dia von Heinrich Kunst, Archiv der Oldenburgischen Landschaft.

Abb. 88: Die gleiche Stelle musste im September 2006 etwas weiter von rechts fotografiert werden, da das Ufer sich an dieser Stelle ca. 1 m nach Norden verlagert hat. Im Vergleich zeigen sich eine höhere Vitalität des Pfeifengrases, dahinter aufgekommene Gagelgebüsche und im Hintergrund ein wesentlich stärkerer Baumbestand.

Abb. 89: Das südöstliche Ufer des Lengener Meeres ist im September 1963 mit Pfeifengrasbeständen bewachsen, im Hintergrund einzelne Bäume. Dia von J. Brandes, Stadtarchiv Wittmund.

Abb. 90: Der gleiche Uferabschnitt einige Meter weiter nördlich im Jahr 1979. In der Pfeifengrasfläche haben sich Gagelgebüsche ausgebreitet, das Gehölzaufkommen scheint größer geworden zu sein. Zum Schutz vor Erosion wurde das Ufer mit Pfählen befestigt. Foto: Akten der Bez.-Reg. Weser-Ems.

Abb. 91: Vermutlich dieselbe Stelle wie in Abb. 90 im März 2005. Das Ufer ist noch stärker mit Pfeifengras und Gagelgebüsch zugewachsen. Darüber hinaus ist ca. 1 m des Ufers im mittleren Bildbereich aberodiert. Die Uferbefestigung ist zum größten Teil durch den Wellenschlag zerstört worden.

Abb. 92: Der Zollweg wenige Monate nach dem Bau im Jahr 1938. Im Vordergrund rechts ist Pfeifengrasstadium zu erkennen, dahinter in dunkleren Tönen baumfreie Bult-Schlenken-Komplexe zu erahnen. Foto aus der Gebietsakte der Bezirksregierung Weser-Ems, Oldenburg.

Abb. 93: Im September 2006 sind die vorderen Bereiche mit Gehölzen zugewachsen, im Hintergrund rechts ist der Gagelstrauchgürtel am Ufer des Lengener Meeres zu erkennen. Auch der Zollweg ist etwa bis zur Hälfte zugewachsen, der Randgraben ist im Vergleich zu 1938 stark vertieft. Ebenfalls gut zu erkennen ist das starke Absacken des Zollweges gegenüber der Geländeoberfläche im NSG.

Abb. 94: Noch einmal der Zollweg wenige Monate nach dem Bau im Jahr 1938.

Abb. 95: Der Zollweg im Januar 2007 vom Aussichtsturm in Richtung Osten. Im Hintergrund wird das hohe Gehölzaufkommen am Gebietsrand deutlich, die Gehölze im Vordergrund wurden kurz vor der Aufnahme abgeholzt, um den Ausblick vom Turm zu gewährleisten. Zwischen dem Gehölzgürtel und dem Lengener Meer hat sich hauptsächlich Pfeifengras ausgebreitet, dazwischen Gagelgebüsch und einzelne Moorbirken.

Abb. 96: Dokumentation einer Mülldeponierung am Zollweg im Jahr 1963 aus den Akten der Bezirksregierung Weser-Ems. Der Bereich zwischen dem Zollweg und dem Nordufer des Lengener Meeres ist hauptsächlich durch Pfeifengras bewachsen, dazwischen einige niedrige Sträucher. Ein Trampelpfad führt zum Ufer und zeugt von hohem Besucheraufkommen.

Abb. 97: Etwa dieselbe Stelle im März 2005. Die freie Sicht zum Lengener Meer wird durch den ca. 2 m hohen Gagelstrauchgürtel im Hintergrund versperrt. Daneben starkes Gehölzaufkommen durch junge Birken in der Pfeifengraszone. Ein Trampelpfad ist noch vorhanden, allerdings mit deutlich weniger Trittschäden.

Abb. 98: Der Kuhtränkenteich vom Westrand des NSG in Richtung Osten im September 1953. Im Hintergrund ist nur schwach das Lengener Meer zu erkennen. Am hinteren Ufer des Bombentrichters ist gut der Übergang von Bult-Schlenken-Komplexen im Vordergrund zum Schwingrasen des Lengener Meeres im Hintergrund zu erkennen. Beide Vegetationstypen erscheinen sehr naturnah. Foto aus SCHULZE (1954).

Abb. 99: Im März 2005 sind die einstigen Bult-Schlenken-Komplexe mit Birkenwald bewachsen, der Schwingrasen des Lengener Meeres wird von Gagelgebüschen und einzelnen Birken dominiert. Der freie Blick auf den See ist durch die Gehölze versperrt.

Abb. 100: Das Muddermeer vom Nordrand in Richtung Osten im Juli 1959. Im Kolk flutet der Fieberklee, am Ufer wächst Pfeifengras. Gehölze sind nur am Gebietsrand im Hintergrund zu erkennen. Dia von J. Brandes, Stadtarchiv Wittmund.

Abb. 101: Im November 2007 gibt es keinen Fieberklee mehr in dem Kolk. Am gegenüberliegenden Ufer sind neben dem Pfeifengras auch ein breiter Gürtel von Gagelgebüsch und einzelne Bäume zu erkennen. Die Gehölze am Gebietsrand sind wesentlich größer und zahlreicher.

Abb. 102: Das Muddermeer vom nördlichen Ostufer in Richtung Westen im Jahr 1958. Am Ufer wächst auch hier das Pfeifengras, während im Hintergrund wiederum die offene Hochmoorweite bis weit über die Gebietsgrenze hinaus zu sehen ist.

Abb. 103: Im November 2007 wird die Ufervegetation im Vordergrund vom Gagelstrauch dominiert, im übrigen Uferbereich sind ebenfalls gürtelförmige Gagelgebüsche zu erkennen. Die Hochmoorfläche im Hintergrund weist vereinzelte Sandkiefern und Moorbirken auf.

Abb. 104: Das Muddermeer vom Nordrand in Richtung Südosten im August 1965. Im Hintergrund ist die offene Hochmoorweite bis über den Gebietsrand hinaus zu erkennen. Dia von J. Brandes, Stadtarchiv Wittmund.

Abb. 105: Das Muddermeer im November 2007. Das Gehölzaufkommen im Gebiet ist auch hier gut nachzuvollziehen, ebenso das gürtelförmig aufgekommene Gagelgebüsch.

Abb. 106: Die Nordostecke des NSG Lengener Meer vom Feldweg zum Rudelmeer in Richtung Nordwesten, ca. 20 m südlich der Kreuzung mit dem Zollweg. Foto vom September 1960 von J. Brandes, Stadtarchiv Wittmund.

Abb. 107: In etwa dieselbe Stelle an der Nordostecke des NSG Lengener Meer im November 2007. Die Vegetationsveränderung vom *Calluna*-Stadium zum jungen Birkengebüsch ist deutlich zu erkennen.

2.2.5. Prognose der weiteren Vegetationsentwicklung

2.2.5.1. Einleitung

Die Erkenntnisse über die bisherige Gebietsentwicklung erlauben es eine Zukunftsprognose für das NSG Lengener Meer aufzustellen. Die zukünftige Entwicklung des Untersuchungsgebiets wird weiterhin hauptsächlich von den Faktoren Entwässerung und Nährstoffeinträge abhängen (s. III.3.3.4. u. IV.2.2.), deren Auswirkungen schwer einzuschätzen ist; daher sind verschiedene Entwicklungsszenarien denkbar.
Darüber hinaus können die klimatischen Folgen der globalen Erwärmung zu einem weiteren Stressfaktor für die naturnahe Vegetation im Gebiet werden (LYNN et al. 2007, aktuelle Daten: http://www.giss.nasa.gov, http://www.umwelt-bundesamt.de). Jüngste Klimamodelle errechnen für den norddeutschen Küstenraum einen mittleren Temperaturanstieg zwischen 1,5 und 2 °C und einen Rückgang der Sommerniederschläge um 15-30 % (SPEKAT et al. 2007), was zumindest kurzfristig starke Auswirkungen auf das Ökosystem hätte (GLATZEL et al. 2006, MAUQUOY & YELOFF 2007). Die Winterniederschläge sollen sich hingegen um 30-50 % erhöhen, so dass insgesamt in Zukunft sogar mehr Wasser in das Moor eingetragen werden könnte. Ob dies ausreicht um die sommerlichen Wasserverluste so auszugleichen, dass sich keine negativen Folgen für die feuchteabhängigen Hochmoorspezialisten ergeben, ist schwer vorauszusagen. Durch die Nähe des Gebiets zur Küste werden die klimatischen Veränderungen im Vergleich zum Binnenland immerhin etwas abgemildert werden.
Auf der anderen Seite gibt es im NSG Lengener Meer viel Potential für eine Verringerung der derzeitigen Wasserverluste über die derzeit noch aktiven Entwässerungsgräben (s. IV.2.2.). Eine effektive Beseitigung dieser Wasserentzüge könnten die Degenerationsprozesse eventuell verlangsamen, zum Erliegen bringen oder im besten Fall sogar umkehren. Die Nährstoffdeposition könnte zudem durch zukünftige Schadstoffminderungsprogramme verringert werden; auch das würde der negativen Vegetationsentwicklung entgegen wirken (z. B. Europäische Wasserahmenrichtlinie (2000), NEC-Richtlinie der EU (2001)).
Angesichts dieser vielfältigen Möglichkeiten der Veränderungen der Einflussfaktoren auf das Gebiet sind verschiedene Szenarien für die Entwicklung der Vegetation im NSG Lengener Meer in den nächsten 100 Jahren denkbar. Daher werden im Folgenden verschiedene Prognosen für das Jahr 2100 dargestellt und erläutert.

2.2.5.2. Berechnung der Flächenentwicklung durch Lineare Regression

Konsequente Lineare Regression

Die Änderungen der Flächengrößen der Kartiereinheiten von 1956 bis 2006 lassen annähernd lineare Entwicklungstendenzen erkennen (Abb. 73, S. 131). Unter Annahme einer fortgesetzten Linearität können daher mit Hilfe einer linearen Regression die Kurvenverläufe für die Zukunft berechnet werden. Dabei ergeben sich allerdings einige objektspezifische Probleme, die bei der Berechnung berücksichtigt werden müssen. Werden diese Regressionen für alle Kartiereinheiten durchgeführt, übersteigt die Summe der berechneten Flächen schon nach wenigen Jahren die Gesamtgröße des Untersuchungsgebiets (Tab. 17). Daher dürfen die Kartiereinheiten nur isoliert betrachtet werden und nicht in ihrer Gesamtheit. Ebenso werden dabei die Wechselwirkungen zwischen den Kartiereinheiten nicht berücksichtigt.
Die lineare Regression ohne Berücksichtigung einer konstanten Gesamtfläche ergibt ein Aussterben der Bult-Schlenken-Komplexe im Jahr 2040 und der Schwingrasen im Jahr 2048. Eine leichte Abnahme um 0,3 ha ergibt sich bei den Wasserflächen bis 2100, während Gagelgebüsche und Gehölze eine leichte Zunahme der Flächengrößen um 10,2 ha bzw. 6,4 ha aufweisen. Extreme Flächenzunahmen ergeben sich hingegen bei den Pfeifengrasstadien, die bereits 2053 die 118 ha der Teilfläche außerhalb der Wasserflächen erobert haben und 2074 schließlich die Gesamtfläche von 141,6 ha einnehmen.

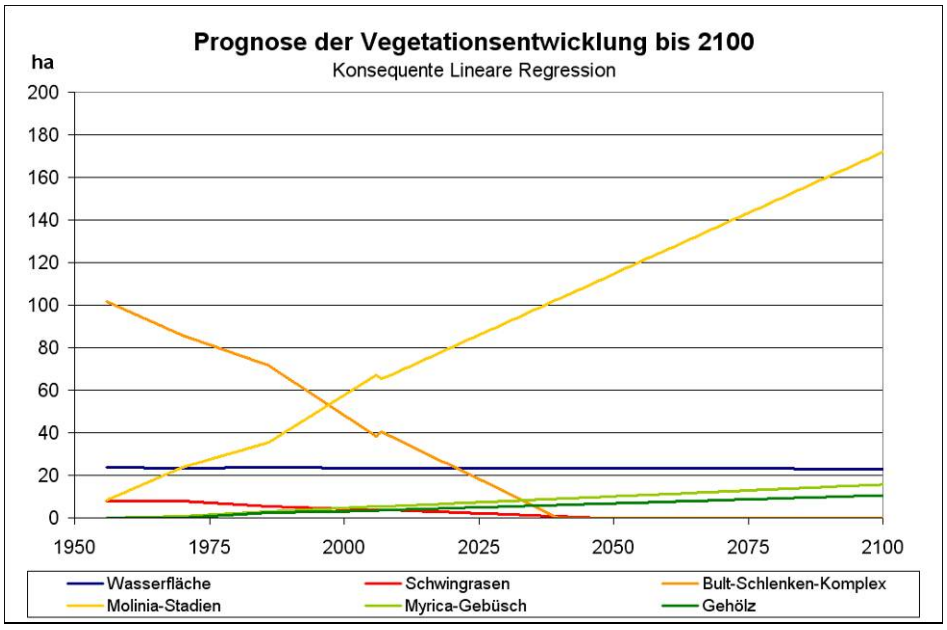


Abb. 108: Konsequente Lineare Regression der Kurventrends der Kartiereinheiten 1956-2006 bis 2100 ohne Berücksichtigung der Gesamtgröße des Untersuchungsgebiets und der Wechselwirkungen zwischen den Vegetationseinheiten.

Tab. 17: Prognose der Flächenentwicklung der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer bis 2100. Berechnung durch lineare Regression der Daten aller Kartiereinheiten von 1956 bis 2006 ohne Berücksichtigung der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets von 141,6 ha als Konstante.

Jahr	Wasser-fläche	Schwing-rasen	Bult-Schlenken-Komplexe	Molinia-Stadien	Myrica-Gebüsch	Gehölz
1956	23,7	8,1	101,5	8,2	0,1	0,0
1970	23,5	7,8	85,8	23,7	0,7	0,1
1986	23,5	5,6	71,8	35,6	2,8	2,3
2006	23,4	3,7	38,5	67,1	5,5	3,4
2010	23,5	3,5	36,7	68,7	5,6	3,8
2020	23,4	2,6	24,4	80,2	6,8	4,6
2030	23,4	1,7	12,0	91,6	7,9	5,3
2040	23,3	0,8	0,0	103,1	9,0	6,1
2048	23,3	0,0	0,0	112,3	9,9	6,7
2050	23,3	0,0	0,0	114,6	10,1	6,8
2053	23,3	0,0	0,0	118,0	10,5	7,1
2060	23,2	0,0	0,0	126,1	11,2	7,6
2070	23,2	0,0	0,0	137,5	12,3	8,3
2074	23,2	0,0	0,0	142,1	12,8	8,6
2080	23,1	0,0	0,0	149,0	13,5	9,1
2090	23,1	0,0	0,0	160,5	14,6	9,8
2100	23,1	0,0	0,0	172,0	15,7	10,6

Angepasste Lineare Regression

Die konsequente Regression interpoliert rechnerisch korrekt die Trends der Kurvenverläufe bis zum Jahr 2100 und ist daher nur für eine Einzelbetrachtung der möglichen Entwicklung der Kartiereinheiten geeignet. Für eine Gesamtbetrachtung des Untersuchungsgebiets muss die Regression jedoch an die Gebietsgröße angepasst werden und auch die Wechselwirkungen zwischen den Vegetationstypen sind zu berücksichtigen (Abb. 109). Für eine derartige angepasste Regression werden folgende Rahmenbedingungen festgelegt:

- die Gesamtfläche aller Kartiereinheiten bleibt 141,6 ha
- der Kurvenverlauf der aussterbenden Kartiereinheiten Schwingrasen und Bult-Schlenken-Komplexe bleibt linear
- sobald die Schwingrasen ausgestorben sind, bleiben die Wasserflächen konstant, da keine weitere Verlandung stattfinden kann
- der Kurvenverlauf der konkurrenzkräftigsten Kartiereinheiten Gagelgebüsche und Gehölze bleibt linear
- der Flächenanteil der Pfeifengrasstadien ergibt sich aus der Differenz zwischen der Gesamtfläche und der Summe der Flächenanteile der übrigen Kartiereinheiten

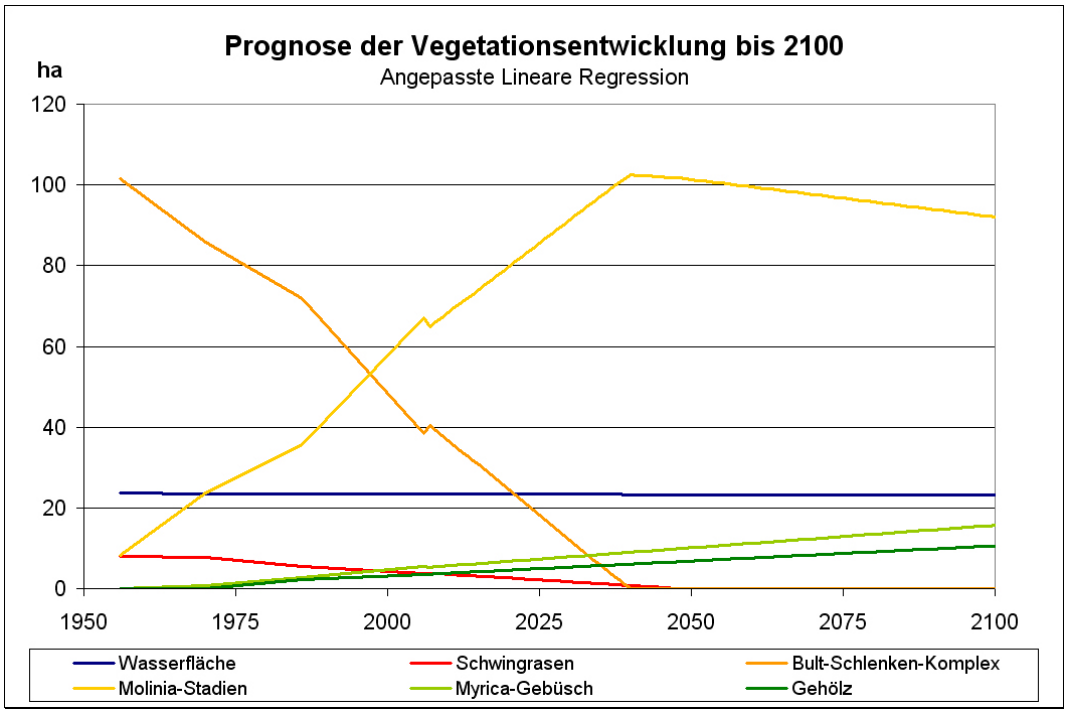


Abb. 109: Angepasste Lineare Regression der Kurventrends der Kartiereinheiten 1956-2006 bis 2100 unter Berücksichtigung der Gesamtgröße des Untersuchungsgebiets und der Wechselwirkungen zwischen den Vegetationseinheiten.

Tab. 18: Prognose der Flächenentwicklung der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer bis 2100, Berechnung durch lineare Regression der Werte von 1956 bis 2006 unter Berücksichtigung der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets von 141,6 ha als Konstante.

Jahr	Wasser-fläche	Schwing-rasen	Bult-Schlenken-Komplexe	Molinia-Stadien	Myrica-Gebüsch	Gehölz
1956	23,7	8,1	101,5	8,2	0,1	0,0
1970	23,5	7,8	85,8	23,7	0,7	0,1
1986	23,5	5,6	71,8	35,6	2,8	2,3
2006	23,4	3,7	38,5	67,1	5,5	3,4
2010	23,5	3,5	36,7	68,4	5,6	3,8
2020	23,4	2,6	24,4	79,8	6,8	4,6
2030	23,4	1,7	12,0	91,3	7,9	5,3
2040	23,3	0,8	0,0	102,4	9,0	6,1
2050	23,3	0,0	0,0	101,4	10,1	6,8
2060	23,3	0,0	0,0	99,5	11,2	7,6
2070	23,3	0,0	0,0	97,6	12,3	8,3
2080	23,3	0,0	0,0	95,7	13,5	9,1
2090	23,3	0,0	0,0	93,9	14,6	9,8
2100	23,3	0,0	0,0	92,0	15,7	10,6

Auch dieses Modell ist nicht frei von Fehlern und Unschärfen, stellt aber bei dem einfachen Mittel der Regression die bestmögliche Berechnung der Flächenentwicklung anhand der vorhandenen Daten dar (Tab. 18). Es ist auch mit diesem Ansatz nicht möglich, alle Wechsel-

wirkungen zu berücksichtigen. So werden den Flächeneinbußen der Gagelgebüsche durch Gehölzaufkommen nicht Rechnung getragen, ebenso wird das Vordringen der Bult-Schlenken-Komplexe in die Schwingrasen außer Acht gelassen. Alle Variablen einzubeziehen würde jedoch ein kompliziertes mathematisches Modell erfordern, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war.
Dieser Rechenansatz ergibt ebenfalls ein Aussterben der Bult-Schlenken-Komplexe im Jahr 2040 und der Schwingrasen im Jahr 2048. Damit bleiben ab 2048 die Wasserflächen konstant, während Gagelgebüsche und Gehölze auch hier eine leichte Zunahme der Flächengrößen auf 15,7 ha bzw. 10,6 ha aufweisen. Der Kurvenverlauf der Pfeifengrasstadien passt sich hingegen der Größe der für sie besiedelbaren Fläche an, so dass zunächst bis 2040 auf Kosten der Schwingrasen und Bult-Schlenken-Komplexe eine weitere Flächenzunahme auf 102,4 ha stattfindet. Mit der weiteren Zunahme der konkurrenzkräftigeren Gagelstrauch- und Gehölzbestände nehmen die Pfeifengrasflächen dann wieder entsprechend ab.

Fazit der Regressionen

Aus beiden Rechenmodellen ergibt sich damit, dass schon in 30 bis 40 Jahren die naturnahen Vegetationseinheiten Schwingrasen und Bult-Schlenken-Komplexe zugunsten der Degenerationsgesellschaften im NSG Lengener Meer verschwunden sind. Lediglich in Bezug auf die möglichen Flächenanteile der Pfeifengrasstadien liefern die beiden Berechnungen unterschiedliche Ergebnisse, die aber beide dennoch deutlich machen, dass dieser Vegetationstyp sich im NSG Lengener Meer weiterhin sehr stark ausdehnen wird.

Die Lineare Regression setzt allerdings eine fortgesetzte Linearität der bisherigen Entwicklung der Vegetation voraus, die nicht zwangsläufig eintreten muss. So ist ein lineares Fortschreiten der Entwässerung des Gebiets unwahrscheinlich; es ist eher anzunehmen, dass der Moorwasserhaushalt irgendwann wieder ein Gleichgewichtsniveau erreicht, sofern dies nicht bereits geschehen ist (s. IV.4.). Dann würden sich die beobachteten Flächenveränderungen wahrscheinlich stark verlangsamen oder vielleicht sogar zum Stillstand kommen. Darüber hinaus könnten die jüngsten Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes weitere positive Impulse auf die Gebietsentwicklung ausüben (s. IV.2.3.3).

2.2.5.3. Szenarien zur möglichen Gebietsentwicklung

Da die rechnerische Interpolation von einem Fortbestehen der entscheidenden Einflussfaktoren ausgeht, sollen in die folgenden alternativen Szenarien mögliche Veränderungen und Wechselwirkungen einbezogen werden. Diese Prognosen der Gebietsentwicklung basieren auf den bisher gewonnen Daten und Erfahrungen; sie sollen rein spekulativ die mögliche Zukunft des NSG Lengener Meer im Jahr 2100 darstellen.

Szenario 1: Weitere Verschlechterung

Das erste Szenario geht von einer weiteren Verschlechterung der Lebensbedingungen für die naturnahe Vegetation aus (Abb. 110). Dabei wird die bisherige Entwicklung seit den 1950er Jahren konsequent weitergedacht. Folgende Veränderungen sind zu erwarten:

- Weitere Flächeneinbußen für die Bult-Schlenken-Komplexe, fortgesetzter „Rückzug" in die Gebietsmitte und in die (ehemaligen) Schwingrasen der verlandeten Kolke
- Im Gegenzug starke Ausbreitung der *Molinia*-Stadien, hauptsächlich auf Kosten der Bult-Schlenken-Komplexe
- Fast vollständige Umwandlung der Schwingrasen in Bult-Schlenken-Komplexe, vitale Schwingrasen mit dominierender Schlenkenvegetation finden sich nur noch an den wasserführenden Kolken
- Weitere Ausbreitung der Gagelgebüsche
- Verstärktes Gehölzaufkommen am Gebietsrand, das dort die Pfeifengrasstadien ablöst

Aus der Berechnung der Flächengrößen der Kartiereinheiten geht hervor, dass Szenario 1 trotz der angenommen Verschlechterung eine Abschwächung der Degenerationstendenz im Gebiet beinhaltet (Abb. 111). Sowohl der Rückgang der Bult-Schlenken-Komplexe als auch die Zunahme der Flächen der *Molinia*-Stadien fallen deutlich geringer aus als in der Zeit von 1956 bis 2006.
Ohne die Durchführung von Schutzmaßnahmen zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes wäre diese Prognose wohl relativ realistisch, da sie die bisherige Entwicklung konsequent weiterführt. Dabei werden auch durch Schutzmaßnahmen bedingte Degenerations-Abschwächungseffekte berücksichtigt. Das Ausmaß der weiteren Ausdehnung der Pfeifengrasstadien bei gleichzeitigen Flächeneinbußen der Bult-Schlenken-Komplexe kann dabei natürlich in einem gewissen Rahmen schwanken, der generellen bisherigen Tendenz der Entwicklung wird mit diesem Szenario wohl am besten Rechnung getragen.

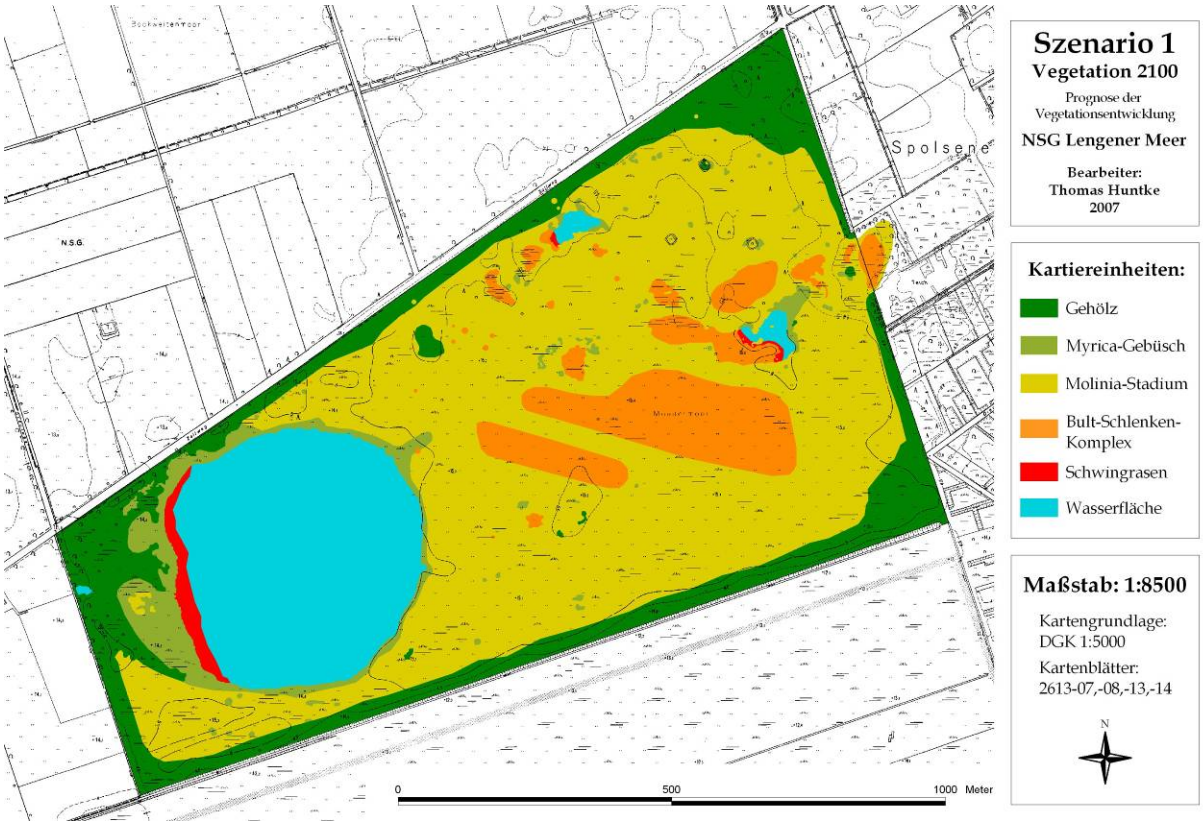


Abb. 110: Szenario 1 der Prognose der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100.
Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

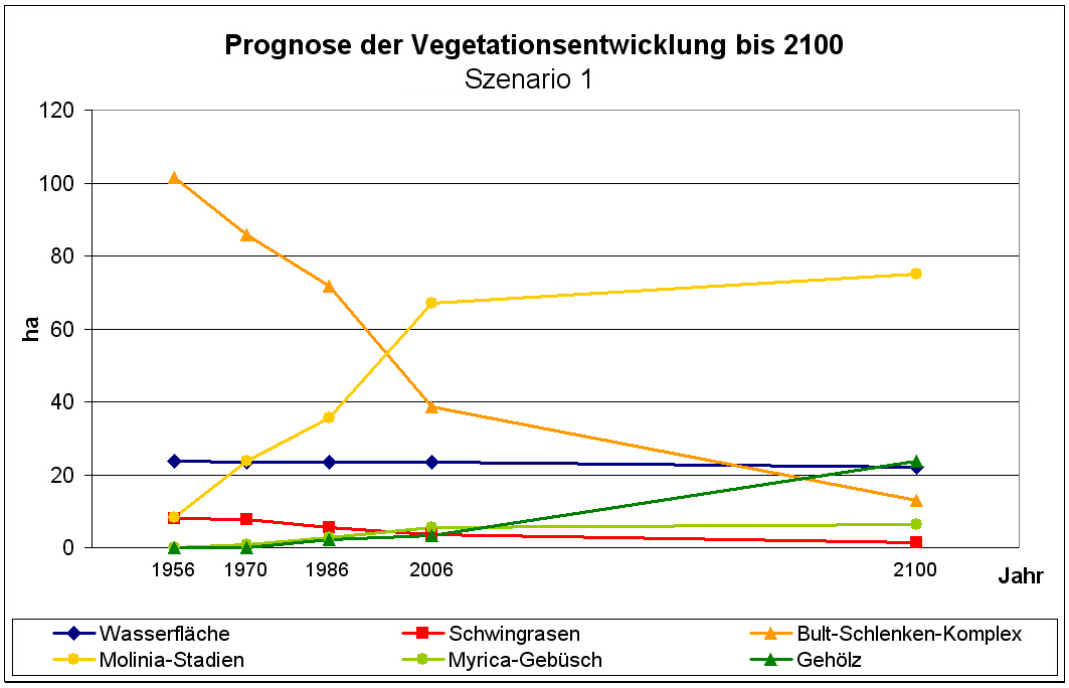


Abb. 111: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer bei Szenario 1 der Prognose für 2100.

Szenario 2: „Worst Case"

Im zweiten Szenario, das die schlechteste Möglichkeit darstellt, wird davon ausgegangen, dass die Entwässerung weiterhin stark bleibt und zukünftig auch die zentralen Flächen in einem Ausmaß erfasst, bei dem diese Standorte waldfähig werden (Abb. 112). Unter diesen Voraussetzungen können sich die Gehölze gegenüber den übrigen Arten durchsetzen, nur an den Gewässern bliebe ein schmaler Saum von Gagelgebüschen erhalten.
Szenario 2 stellt für die nächsten 100 Jahre eine extreme Gebietsentwicklung dar, die sicherlich unter den derzeitigen Bedingungen nicht realistisch ist (Abb. 113). Allerdings sind viele Hochmoor-Schutzgebiete derzeit großflächig in genau diesem Zustand und die Entwicklung dahin fand überwiegend in den letzten 100 Jahren statt. Daher ist dieses Szenario unbedingt bei den Prognosen der Vegetationsentwicklung im Untersuchungsgebiet zu berücksichtigen und soll als „worst case" den aus Naturschutzsicht schlimmsten Zustand voraussagen. Voraussetzungen dafür wären allerdings, dass keine weiteren Naturschutzmaßnahmen durchgeführt werden und dass die vorhandenen Stauanlagen der Entwässerungsgräben innerhalb der nächsten 93 Jahre stark an Funktionalität einbüßen (s. IV.2.3.).

Abb. 112: Szenario 2 der Prognose der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100.
Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © AVKV.

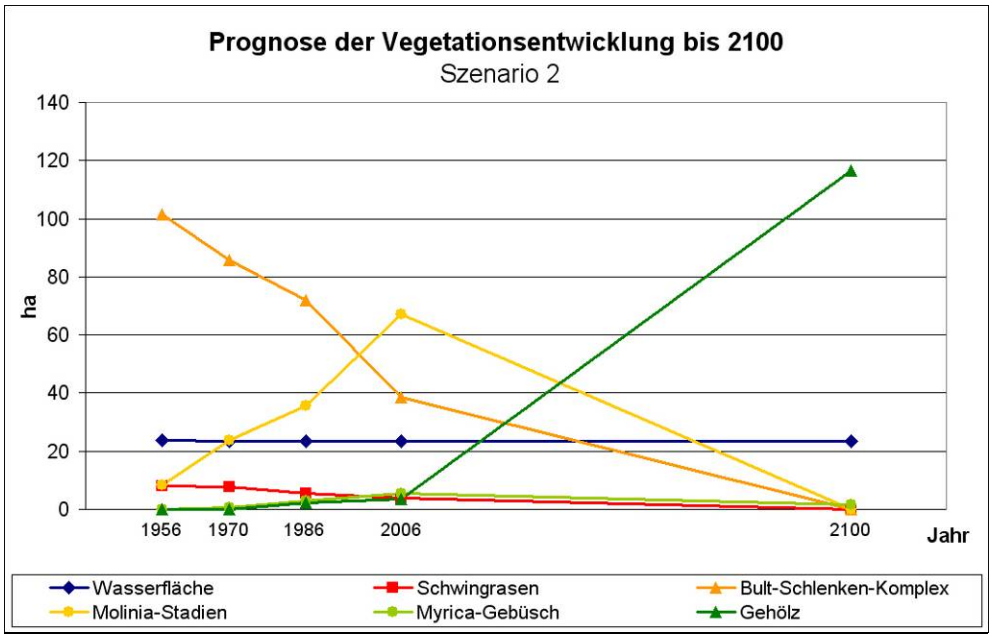


Abb. 113: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer bei Szenario 2 der Prognose für 2100.

Szenario 3: Regeneration

Nach den zwei Szenarien, die eine Verschlechterung beschreiben, sollen auch optimistische Entwicklungsmöglichkeiten für das NSG aufgezeigt werden. Szenario 3 befasst sich mit einer positiven Gebietsentwicklung, bei der sich die naturnahen Vegetationseinheiten ausbreiten und den zentralen Teil der Fläche zum größten Teil wieder einnehmen (Abb. 114, Abb. 115). Eine Ausdehnung auf das gesamte Gebiet wird dabei allerdings auch in Zukunft nicht möglich sein, da durch die umgebenden Randgräben und die angrenzende Kulturlandschaft die äußeren Flächen weiter beeinträchtigt sein werden. Dadurch wird die äußere Gehölzzone bestehen bleiben und wahrscheinlich allmählich das ganze Gebiet mit einem Gürtel umschließen. Diesem Gehölzrand wird sich vermutlich eine schmale Zone aus Pfeifengras und Gagelgebüsch anschließen, die zu den naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen auf der Hochfläche überleitet. Die Abgrenzung dieser äußeren Zonen in Szenario 3 erfolgt anhand der im Gelände erkennbaren Ausdehnung des sekundären Randgehänges und den Grundwassermessungen bei PILLE (1976). Eine exakte Bestimmung dieser äußeren Zonen wäre allerdings nur anhand einer genauen geographischen Nivellierung der Oberfläche des Gebietsrandes und mit einem dichten Netz von Grundwassermessstellen möglich.

Dieses Szenario kann nur eintreten, wenn die degenerierten Teile der zentralen Flächen so weit wiedervernässt werden, dass eine Regeneration zu Bult-Schlenken-Komplexen langfristig möglich wird (s. IV.4.). Die kürzlich im Gebiet durchgeführten tiefgreifenden Maßnahmen

zum Schutz des gebietsinternen Wasserhaushalts sind ein erster großer Schritt in diese Richtung, sie sollten möglichst konsequent fortgeführt werden (s. IV.2.3.3.).

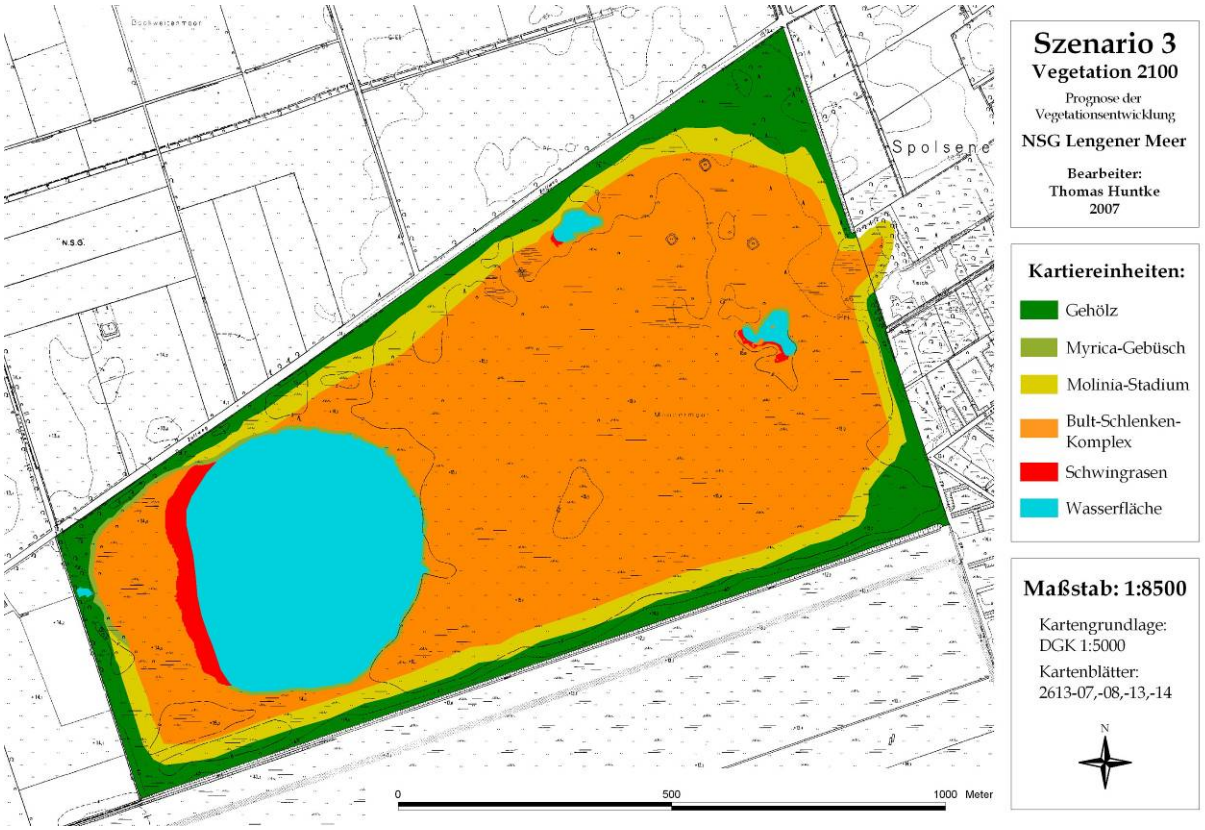


Abb. 114: Szenario 3 der Prognose der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © GVKV.

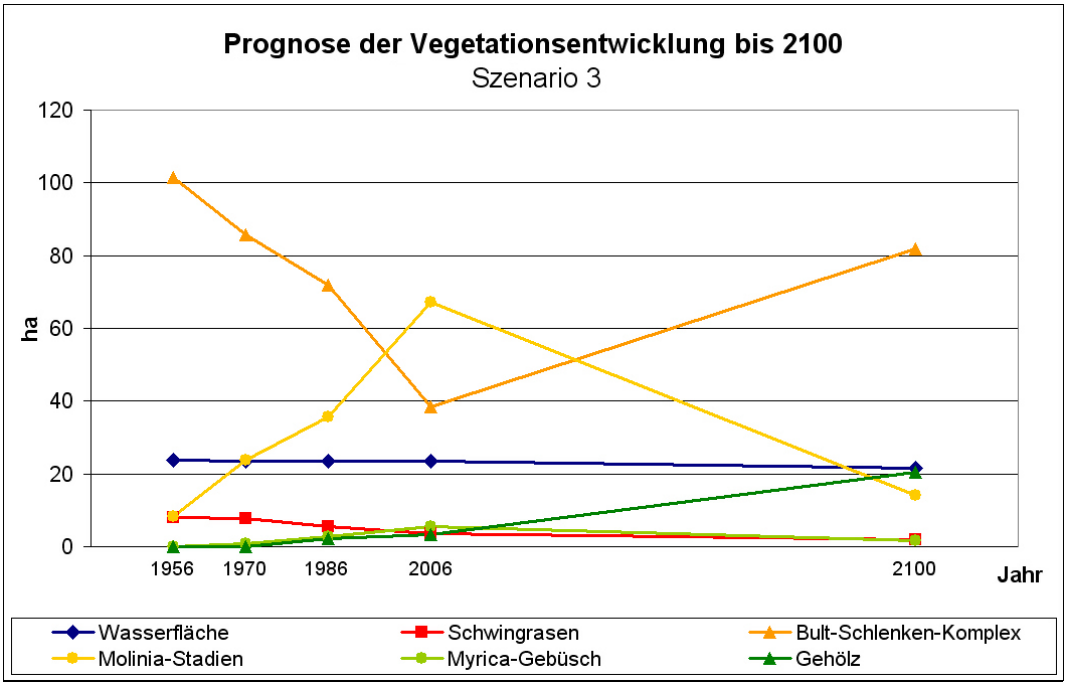


Abb. 115: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer bei Szenario 3 der Prognose für 2100.

Szenario 4: Erhaltung des Status Quo

Das letzte Szenario beinhaltet die weitgehende Beibehaltung des gegenwärtigen Zustandes bis 2100 (Abb. 116, Abb. 117). Natürlich herrscht in der Natur immer eine gewisse Dynamik, so dass ein völliger Stillstand der Gebietsentwicklung nicht eintreten kann. Dennoch soll als Vorlage für Szenario 4 die aktuelle Vegetationskarte dienen, um als Bindeglied zwischen Szenario 1 (Verschlechterung) und Szenario 3 (Regeneration) den Gebietszustand bei nur sehr schwachen Veränderungen zu veranschaulichen.

Dieses Szenario setzt voraus, dass sich im Gebiet innerhalb der letzten Jahre oder in Kürze die Wechselwirkungen zwischen Entwässerung, Nährstoffeinträgen und internem Nährstoffhaushalt auf einem gewissen Niveau eingepegelt haben, so dass die bisher vollzogenen Vegetationsveränderungen zum Stillstand kommen. Allerdings zeigen sich seit 1956 keine Anzeichen für eine Abschwächung der Entwicklungstrends, geschweige denn für einen Stillstand, so dass für dieses Szenario ohne die Durchführung von Schutzmaßnahmen keine große Eintretenswahrscheinlichkeit besteht. Angesichts der jüngsten Maßnahmen zur Stabilisierung des Wasserhaushalts im Gebiet wird Szenario 4 jedoch ebenfalls zu einer realistischen Option für die weitere Gebietsentwicklung.

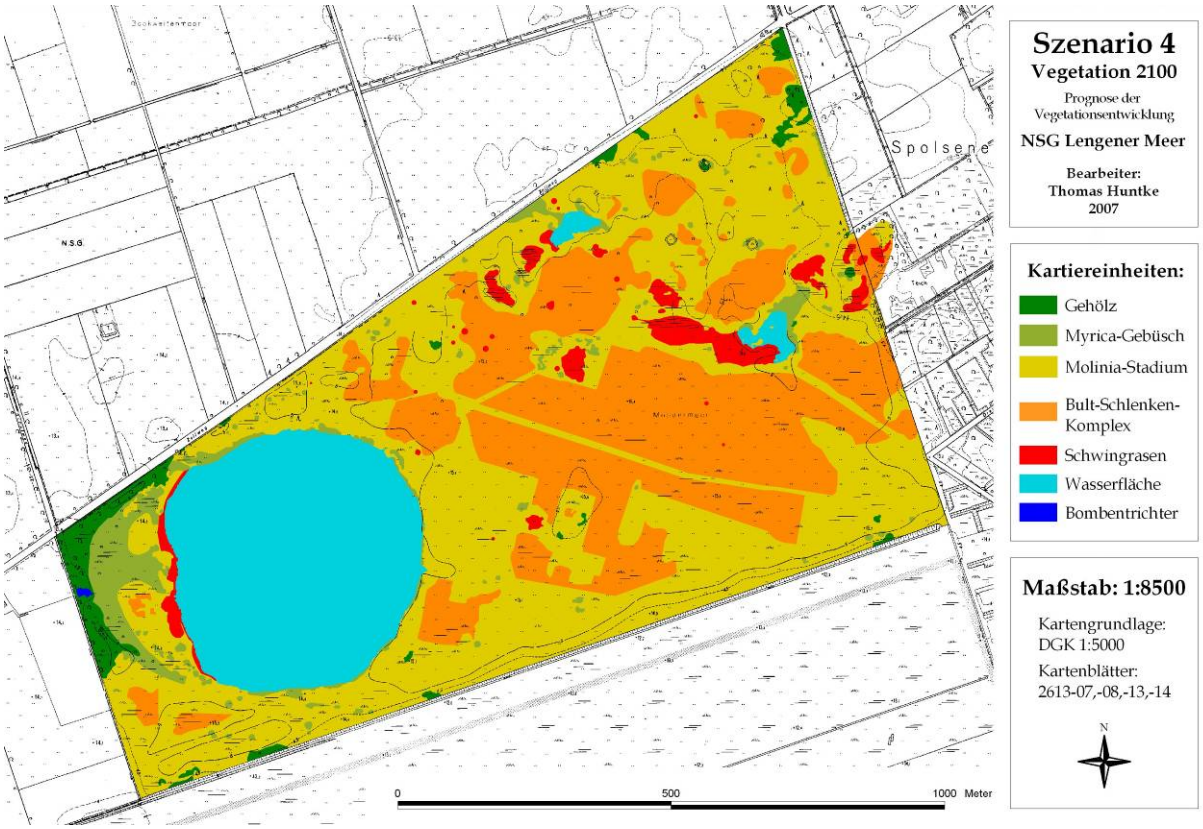


Abb. 116: Szenario 4 der Prognose der Vegetationsentwicklung für das NSG Lengener Meer bis 2100.
Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

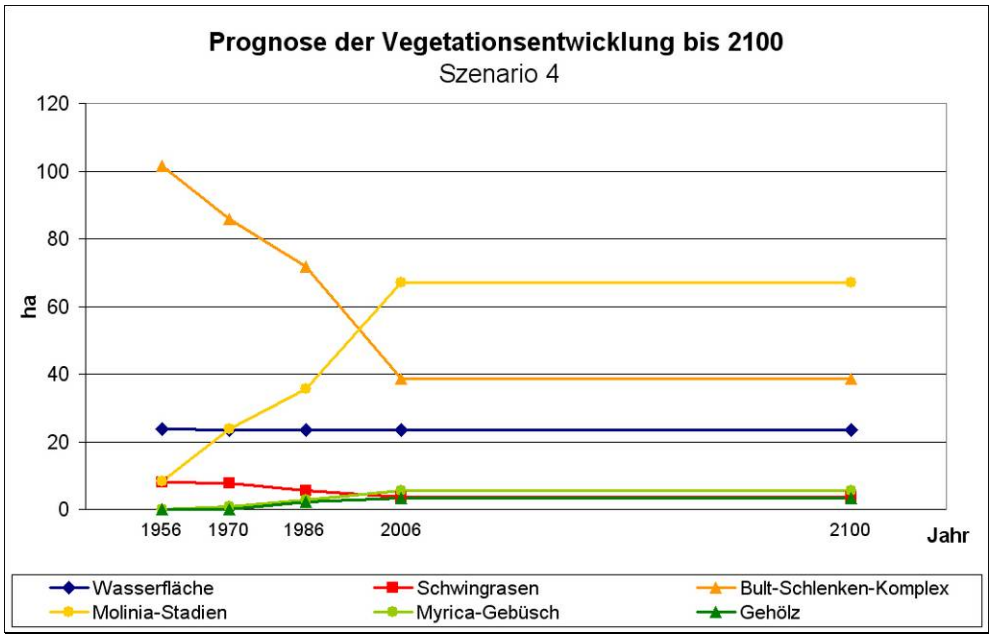


Abb. 117: Entwicklung der Flächengrößen der Kartiereinheiten im NSG Lengener Meer bei Szenario 4 der Prognose für 2100.

Fazit

Die dargestellten Prognosen zeigen vorstellbare Szenarien für die Entwicklung der Vegetation innerhalb der nächsten 100 Jahre (Tab. 19, Abb. 118). Dabei ist schwer vorauszusagen, welches Szenario die realistischste Zukunftsperspektive für das NSG Lengener Meer aufzeigt, da die weitere Entwicklung von einem komplexen Zusammenspiel der ökosystemaren Prozesse und von weiteren Eingriffen abhängt. Ohne zukünftige Schutzmaßnahmen wird die bisherige Entwicklung sicherlich weiter fortschreiten, so dass in diesem Fall Szenario 1 (leichte Verschlechterung) oder ein ähnlicher Zustand irgendwo zwischen Szenario 4 (Stillstand) und Szenario 2 („worst case") eintreten wird. Im Gegensatz dazu könnten tiefgreifende Verbesserungen des Wasserhaushaltes die bisherige Entwicklung verlangsamen, aufhalten oder im Optimalfall sogar umkehren. In diesem Fall lägen die realistischen Perspektiven im Bereich zwischen Szenario 1, Szenario 4 oder Szenario 3 (Verbesserung).

Tab. 19: Übersicht über die mögliche Flächenentwicklung der Kartiereinheiten entsprechend den Szenarien 1 bis 4 von 2006 bis 2100.

	2006	**2100-1**	**2100-2**	**2100-3**	**2100-4**
Wasserfläche	23,4	22,2	23,4	21,5	23,4
Schwingrasen	3,7	1,3	0,0	1,9	3,7
Bult-Schlenken-Komplexe	38,5	13,1	0,0	81,8	38,5
***Molinia*-Stadien**	67,1	74,9	0,0	14,2	67,1
***Myrica*-Gebüsch**	5,5	6,4	1,7	1,7	5,5
Gehölz	3,4	23,7	116,5	20,4	3,4

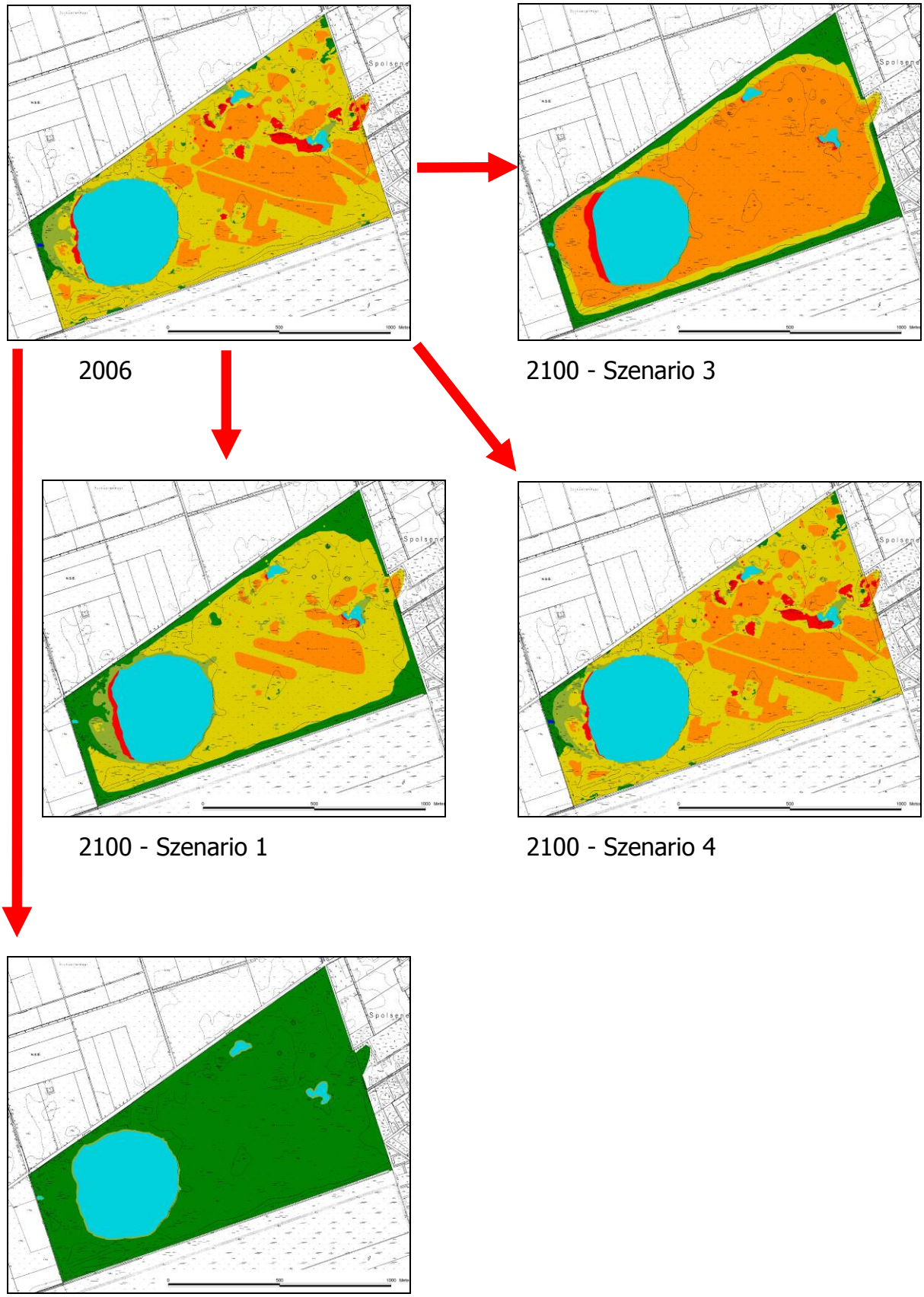


Abb. 118: Übersicht über die vier Szenarien der möglichen Vegetationsentwicklung im NSG Lengener Meer bis 2100. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

2.2.6. Fazit der vegetationskundlichen Untersuchungen

Die Ergebnisse der vegetationskundlichen Analyse des NSG Lengener Meer lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Im Untersuchungsgebiet wurden folgende acht Pflanzengesellschaften in 15 Untereinheiten nachgewiesen:

  1. *Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft, Variante v. *Juncus effusus*
  2. *Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft, Typische Variante
  3. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae sphagnetosum pulchri
  4. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae typicum, Variante von *Carex rostrata*
  5. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae typicum, Typische Variante
  6. Sphagno tenelli-Rhynchosporetum albae typicum sphagnetosum tenelli
  7. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae sphagnetosum pulchri
  8. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae sphagnetosum cuspidati
  9. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae typicum, Typische Phase
  10. Erico tetralicis-Sphagnetum magellanicae typicum, Phase von *Polytrichum strictum*
  11. *Calluna vulgaris-Hypnum jutlandicum*-Gesellschaft
  12. *Molinia caerulea-Erica tetralix*-Gesellschaft
  13. Myricetum gale
  14. *Sorbus aucuparia-Betula pubescens*-Gesellschaft, Typische Variante
  15. *Sorbus aucuparia-Betula pubescens*-Gesellschaft, Variante von *Dryopteris dilatata*

  Unter diesen Gesellschaften stellen die Einheiten 3-10 naturnahe Gesellschaften von ungestörten Hochmooren dar, während 1-2 und 11-15 Degenerationsgesellschaften der ursprünglichen Vegetation darstellen.

- Ein qualitativer Vergleich mit Vegetationsaufnahmen von MÜLLER (1968) zeigt, dass die beiden Gesellschaften Sphagno tenelli-Rhynchosporetum typicum, Variante von *Sphagnum balticum* und Erico-Sphagnetum cladonietosum uncialis bei den aktuellen Untersuchungen nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Neu im Gebiet ist dagegen die Degenerationsgesellschaft von *Sphagnum fallax*. Darüber hinaus zeigt sich, dass in den Bulten der Anteil der Lebermoose abgenommen hat. In den Schlenken ist *Cladopodiella fluitans* zurückgegangen, während Bult-Lebermoose hinzugekommen sind. Sowohl in den Bulten als auch in den Schlenken tritt *Molinia caerulea* neu auf.

- Der auf der Analyse von Luftbildern basierende flächenbezogene Vergleich der Vegetationszonierung in den Jahren 1956, 1970, 1986, 2006 und der rekonstruierten ursprünglichen Vegetation im Jahr 1700 zeigt deutliche Veränderungen im Gebiet. Während die naturnahen Vegetationseinheiten um fast 50 % zurückgingen und damit drastische Flächeneinbußen aufweisen, haben sich insbesondere in den letzten 50 Jahren vor allem die Pfeifengrasstadien sehr stark ausgebreitet und um fast 50 % zugenommen; daneben entstanden auch kleinere Flächen mit Gagelgebüschen und Gehölzen. Gegenüber 1700 haben die Wasserflächen durch Verlandung der Kolke um ca. 1/3 abgenommen.

- Ein Fotovergleich von historischen Fotos und an nahezu identischer Stelle neu aufgenommen Bildern veranschaulicht die oben beschrieben Veränderungen durch konkrete Fallbeispiele.
- Abschließend werden Prognosen zur weiteren Gebietsentwicklung dargestellt. Je nach Art und Intensität der Umwelteinflüsse setzt sich die bisherige Entwicklung fort oder führt bei einer Einbeziehung erfolgter und zukünftiger Schutzmaßnahmen zu einer Abschwächung der Degenerationsprozesse oder sogar zu einer Regeneration und damit zu naturnäheren Zuständen.

3. Bodenchemie und Nährstoffhaushalt

3.1. Einleitung

Im NSG Lengener Meer wurde neben der Flora und der Vegetation auch der Mineralstoffhaushalt anhand einer Transektanalyse untersucht. Da hierzu nur wenig historische Daten vorliegen, sollen die Veränderungsprozesse im Bodenchemismus hauptsächlich anhand der aktuellen Daten nachvollzogen werden. Aus den Ergebnissen der Vegetationsveränderungen kann man schließen, dass die naturnahen Vegetationstypen der Schwingrasen und Bult-Schlenken-Komplexe den historischen Zustand vor den anthropogen bedingten Veränderungen widerspiegeln, während die Pfeifengrasbestände, Gagelgebüsche und Birkenwälder den heutigen degenerierten Zustand eines Teils der Fläche des Untersuchungsgebiets repräsentieren. Dabei ist zu beachten, dass auch die naturnahen Bereiche heute unter einem starken anthropogenen Einfluss durch atmosphärische Stoffdeposition stehen und daher den historischen Zustand nicht mehr vollständig wiedergeben.

Eine Analyse der Bodenchemie und der Dynamik von Prozessen im Nährstoffhaushalt ist in Hochmoor-Ökosystemen besonders schwierig, was hauptsächlich in der Genese und der Zusammensetzung des Bodens begründet ist. Anders als in den meisten natürlichen Mineralböden ist die Bodenstruktur in den organogenen Torfböden aufgrund der kleinräumig wechselnden Struktur der torfbildenden Vegetation sehr heterogen (GROSSE-BRAUKMANN 1975, SCHWAAR 1977). Außerdem ist die Grenze zwischen Vegetation und Boden nicht scharf, sondern wegen der kontinuierlichen Torfbildung aufgrund der ständig an der Oberfläche wachsenden und nach unten absterbenden Pflanzendecke durch einen fließenden Übergang von lebendem zu totem Pflanzenmaterial charakterisiert. Die Beprobungstiefe wurde daher einheitlich auf 10 cm unterhalb der Oberfläche festgelegt. Damit sollte der Wurzelhorizont der höheren Pflanzen erfasst werden, da sich dort Veränderungen im Nährstoffgehalt am stärksten auf die Vegetation auswirken und Sukzessionsprozesse auslösen können.

Aufgrund der Torfstruktur können Wasser- und Nährstoffgehalte im Torf selbst unter sehr homogenen Pflanzengesellschaften einem extrem kleinräumigen Wechsel unterliegen (HEMOND 1983). Aussagekräftige Ergebnisse können wegen der daraus resultierenden Schwankungsbreite der Daten nur durch eine sehr hohe Anzahl an Proben erreicht werden. Eine

derart umfangreiche Analyse ist im Hochmoor daher nur bei speziellen Fragestellungen zum Nährstoffhaushalt möglich.
In der vorliegenden Bearbeitung wurde deswegen neben den klassischen Methoden ein alternativer Ansatz zur Untersuchung der Nährstoffdynamik *in situ* angewandt, mit dem versucht wurde, die oben beschriebenen Schwierigkeiten durch eine passive Probennahme zu umgehen. Dazu wurden künstliche Ionenaustauscher eingesetzt, welche im Porenraum der Torfe die pflanzenverfügbare Nährstoffe über einen längeren Zeitraum aufnahmen und im Labor an ein Extraktionsmedium wieder abgaben, aus dem sie analysiert werden konnten.
Synthetische Ionenaustauscher-Harze wurden bereits in verschiedenen Ökosystemen zur Analyse von Nährstoffgehalten und der Nährstoffdynamik im Boden genutzt (SKOGLEY & DOBERMANN 1996, QIAN & SCHOENAU 2002). Allerdings wurde diese Methode bisher hauptsächlich in der agrar- und forstwissenschaftlichen Forschung angewandt; nur wenige Untersuchungen wurden bisher in organischen Böden moorwassergesättigter Standorte durchgeführt. Die vorliegenden Analysen stellen bisher den ersten Versuch dar, diese Methode in einem Hochmoor-Ökosystem anzuwenden.

Neben der Analyse der Nährstoffdynamik im Boden wurden zusätzlich die Nährstoffgehalte im Wasser der Kolke und Gräben gemessen, um auch Erkenntnisse über die quantitativen Unterschiede zwischen diesen Gewässertypen im Gebiet zu erlangen und darüber hinaus den Nährstoffoutput zu ermessen. Weiterhin konnte anhand der Depositionsmesswerte des NLWKN auch der atmosphärische Nährstoffinput quantifiziert werden.

3.2. Methoden

3.2.1. Probestellendesign

Zur Analyse des Nährstoffhaushaltes und der bodenchemischen Parameter des Untersuchungsgebiets wurden im Gelände Probestellen eingerichtet. Die Konzeption der Verteilung und Lage der Probestellen wurde dabei anhand der Vegetationseinheiten vorgenommen, dabei wurde ein theoretischer („virtueller") Transekt mit abnehmender Naturnähe vom naturnahen Verlandungs-Schwingrasen bis hin zum naturfernen Birkenwald konstruiert (Abb. 119, Tab. 20).
Ein solcher Transekt mit einer idealen Abfolge der Vegetationstypen ist im Untersuchungsgebiet jedoch nicht vollständig zu finden. Da darüber hinaus eine Verteilung der Probestellen

über das Untersuchungsgebiet gewünscht war, wurde im Gelände kein linienförmiger Transekt eingerichtet, sondern die Probestellen wurden in den geeigneten Vegetationsflächen über das NSG verteilt eingerichtet (Abb. 120). Für jeden Vegetationstyp wurden drei Probestellen in räumlich getrenntem Gelände ausgewählt, die bei jeder Probennahme dreimal beprobt wurden, so dass für jede Transekt-Einheit neun Einzelwerte für die Auswertung zur Verfügung standen.

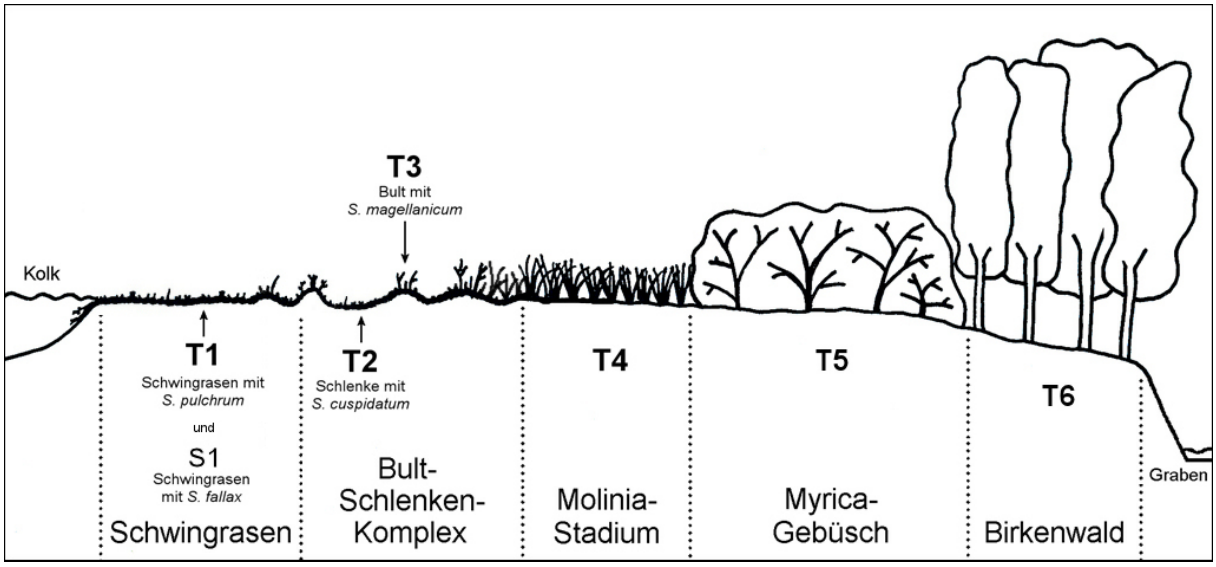


Abb. 119: Schematische Darstellung des virtuellen Transektes der bodenchemischen Probestellen.

Tab. 20: Übersicht über die Transekt-Einheiten und Nummern der Probestellen.

Transekt-Einheit	Abkürzung	Probestellen-Nr.	Vegetationstyp
T1	SPS	T1-1, T1-2, T1-3	Schwingrasen mit *Sphagnum pulchrum* (Sphagno-Rhynchosporetum sph. pulchri)
T2	SCS	T2-1, T2-2, T2-3	Schlenke mit *S. cuspidatum* (Sphagno-Rhynchosporetum typicum)
T3	SMB	T3-1, T3-2, T3-3	Bult mit *S.magellanicum* (Erico-Sphagnetum typicum, Typische Phase)
T4	MOL	T4-1, T4-2, T4-3	Pfeifengras-Stadium (*Molinia caerulea-Erica tetralix*-Gesellschaft)
T5	MYG	T5-1, T5-2, T5-3	Gagelgebüsch (*Myricetum gale*)
T6	BIW	T6-1, T6-2, T6-3	Birkenwald (*Betula pubescens-Sorbus aucuparia*-Gesellschaft)
S1	-	S1-1, S1-2, S1-3	Schwingrasen mit *Sphagnum fallax* (*Sphagnum fallax-Molinia caerulea*-Gesellschaft)

Neben den eigentlichen Transektstandorten T1-6 wurden zusätzlich drei Probestellen im *Sphagnum fallax*-Schwingrasen des Lengener Meeres eingerichtet, um die mutmaßliche Eutrophierung dieses Bereiches zu überprüfen; diese Daten werden getrennt vom Transekt als Sonderstandort S1 ausgewertet. Dieser wurde zwischen Mai und August 2004 zweimalig beprobt, aus den Einzelergebnissen der Messperioden Mai bis Juni und Juli bis August wurden die Mediane gebildet und anschließend zur Vereinfachung addiert, so dass die angegebenen Werte die Mineralstoffgehalte von vier Monaten wiedergeben.

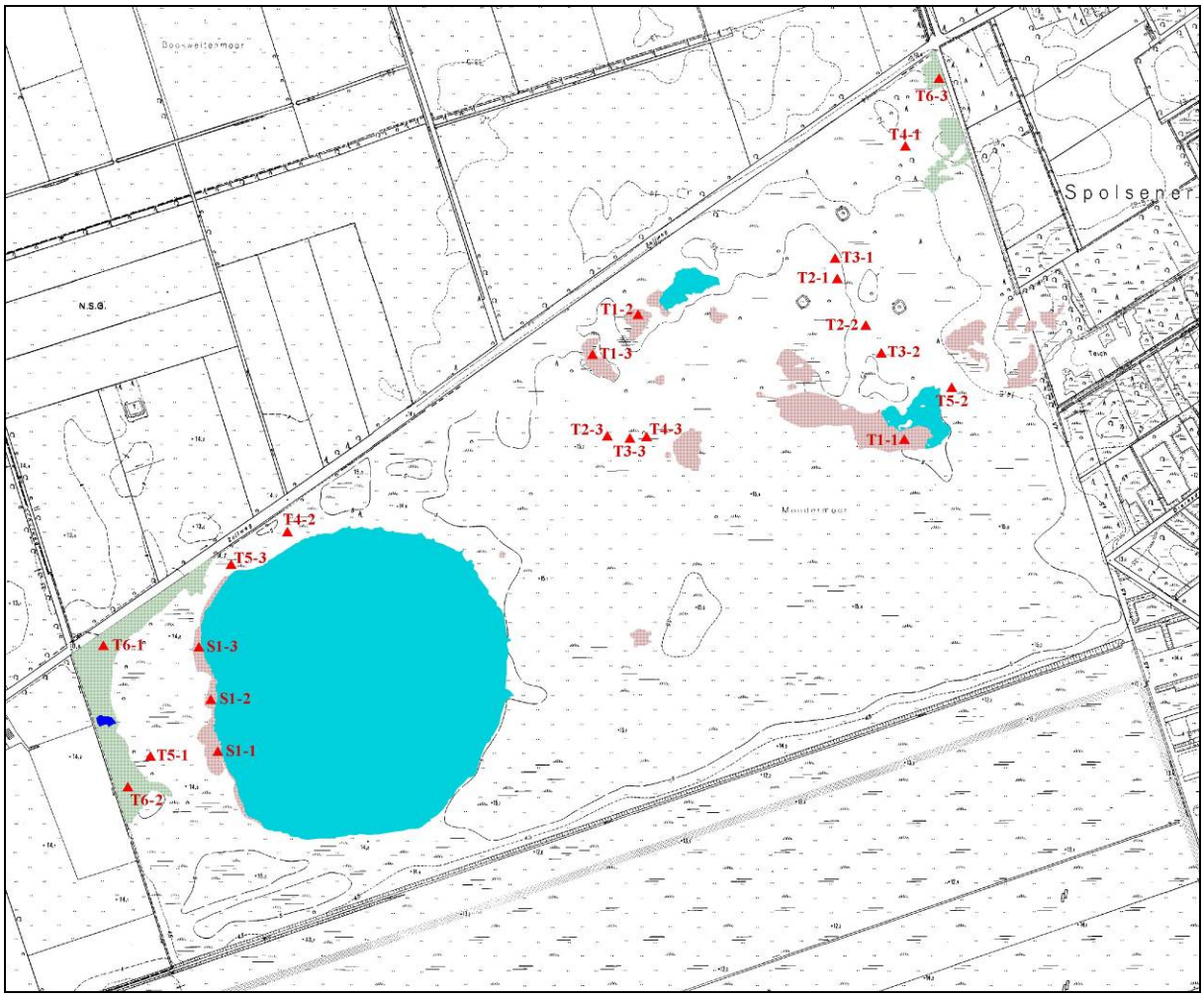


Abb. 120: Lage der bodenchemischen Probestellen. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

3.2.2. Allgemeine Bodenparameter

3.2.2.1. Probennahme im Gelände

Zunächst wurden die Probestellen im Gelände an einer geeigneten Stelle entsprechend der vorhandenen Vegetation ausgewählt und mit Hilfe eines Bambusstabes markiert. Zusätzlich wurde die Stelle durch ein GPS-Handgerät der Firma Garmin genau lokalisiert und auf einer Handkarte im Maßstab 1:5000 eingetragen. Die geographischen Koordinaten der Probestelle wurden später in die vorhandene Untersuchungsgebiets-Datei der GIS-Software ArcView, Version 3.3a, übertragen.

Die Probennahme erfolgte mit einer Handschaufel. Dazu wurden die obersten 5 cm der Vegetation bzw. des Torfes vorsichtig abgehoben und die darunter liegende Schicht in einer Mächtigkeit von maximal 5 cm herausgehoben und in Polyethylenbeutel verpackt. Auf diese

Weise wurden an jeder Probestelle in einer Distanz von ca. 10 cm drei verschiedene Proben zur Messung der allgemeinen Bodenparameter entnommen, eine weitere Probennahme zur Bestimmung von Wassergehalt und -kapazität erfolgte mit einem Stechzylinder (Volumen: 100 cm^3). Abschließend wurde in allen Löchern die obere Schicht wieder aufgelegt und der ursprüngliche Zustand der Oberfläche, so gut es ging, wieder hergestellt.
Die Probennahme im Untersuchungsgebiet erfolgte vom 24.-26.03.2004. Die so gewonnenen 63 Probenbeutel und 21 Stechzylinderproben wurden in einen Kühlschrank eingelagert und so schnell wie möglich weiter verarbeitet.

3.2.2.2. Messung des pH-Wertes

Der pH-Wert wurde in den frischen Bodenproben mit Hilfe einer Einstab-Messelektrode der Firma WTW ermittelt. Dazu wurde in einem Becher ca. 20 g Boden mit destillierten Wasser im Verhältnis 1/3 Bodenvolumen zu 2/3 Wasservolumen aufgefüllt, gründlich durchmischt und nach 30 min Wartezeit gemessen. Bei der Auswertung wurde, MÖLLER (2003) folgend, auch das arithmetische Mittel berechnet, was nach bisheriger Lehrmeinung als unzulässig galt (ELLENBERG et al. 1992).

3.2.2.3. Wassergehalt und Wasserkapazität

Zur Bestimmung des aktuellen Wassergehaltes und der maximalen Wasserkapazität wurden die Stechzylinderproben verwandt. Dazu wurde zunächst das Frischgewicht des Bodens auf einer Waage bestimmt. Danach wurde die Probe 60 min mit destilliertem Wasser aufgesättigt und anschließend erneut gewogen. Dann wurde die Bodenprobe für 24 Stunden im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet und danach wiederum gewogen. Abschließend wurde das Leergewicht des Zylinders bestimmt und die trockene Probe zur weiteren Verwendung gelagert.
Der aktuelle Wassergehalt ergab sich aus der Differenz zwischen Frisch- und Trockengewicht und wurde in Volumenprozent berechnet, die maximale Wasserkapazität ergab sich aus der Differenz zwischen Sättigungs- und Trockengewicht und wurde ebenfalls in Volumenprozent berechnet (in allen Schritten war das Leergewicht des Zylinders zu berücksichtigen).

3.2.2.4. C/N-Verhältnis

Der getrocknete Boden wurde zur Weiterverwendung zunächst in einer Schreddermühle fein vorgemahlen. Für die C/N-Bestimmung erfolgte nun ein erneutes Mahlen zu einem feinen Pulver in einer Achat-Schwingmühle. Aus diesem sehr feinen Material wurden ca. 5 mg in Zinnhütchen eingewogen und das exakte Gewicht mit einer Genauigkeit von 0,1 mg bestimmt (zwei Parallelen pro Probestelle). Die verschlossenen Zinnhütchen wurden in einen C/N-Analyzer der Firma Fison, Modell ANA 1500, gegeben und die Analyse durchgeführt. Das Gerät liefert die Gesamtgehalte von C und N in den Bodenproben in mg/kg Boden. Zur Berechnung des C/N-Verhältnisses müssten eigentlich auch anorganische C-Verbindungen (Karbonate) berücksichtigt werden und vom C_t-Wert abgezogen werden. Da es sich jedoch bei Torf um einen nahezu rein organischen und vollkommen kalkfreien Boden (pH-Werte unter 4) handelt, kann in diesem Fall von $C_{org}=C_t$ ausgegangen werden. Da darüber hinaus auch der Stickstoff zu 99 % im Boden in organischer Bindung vorliegt, gilt dementsprechend auch $N_{org}=N_t$, so dass zur Berechnung des C/N-Verhältnisses lediglich der Quotient aus den ermittelten C_t- und N_t-Werten gebildet werden musste.

3.2.2.5. Bestimmung der organischen Substanz durch Glühverlust

Von dem fein gemahlenen Boden wurde zur Bestimmung der organischen Substanz exakt 1,000 g in Porzellantiegel eingewogen (zwei Parallelen pro Probestelle). Anschließend wurden alle Proben im Muffelofen für 5 Stunden bei 600° verascht. Danach wurden die Tiegel erneut gewogen; der Gehalt an organischer Substanz ergab sich aus der Differenz zwischen Trockengewicht und Aschegewicht (Glühverlust) unter Berücksichtigung des Leergewichtes des jeweiligen Tiegels und wurde prozentual auf das Trockengewicht bezogen berechnet.

3.2.3. Analyse der Nährstoffdynamik durch Ionenaustauscher

3.2.3.1. Vorbereitung der Ionenaustauscher

Neben den o. g. Messungen der Bodenchemie sollten auch die Nachlieferung der Ionen und deren Dynamik im Gelände studiert werden. Um das empfindliche Ökosystem dabei nicht zu

stark zu stören wurde als Alternative zur herkömmlichen, eher destruktiven Beprobung durch Beutel-Bebrütung (ZÖTTL 1958, BINKLEY et al. 1986) die Benutzung von Ionenaustauscher-Harzen gewählt (SKOGLEY & DOBERMANN 1996, QIAN & SCHOENAU 2002).
Dazu wurden zunächst aus Nylon-Strumpfmaterial (Stärke: 20 den) Beutel für die Austauscherharze angefertigt, die jeweils mit 5 g Ionenaustauscher-Harzen gefüllt und dann an beiden Enden zugeknotet wurden („IER-Bags", IER: ion exchange resin). Für die Anionen wurde dazu das Ionenaustauscherharz Amberlite IRA-410 Cl^- verwandt, für die Kationen Amberlite IR-120 H^+. Anionen- und Kationenbeutel wurden zur leichten Unterscheidung aus verschieden gefärbtem Nylonmaterial angefertigt. Zusätzlich wurde an jeden Beutel ein ca. 30 cm langer, roter Faden zur besseren Lokalisierung im Gelände angebracht.

3.2.3.2. Einsatz im Gelände

An den bereits eingerichteten Probestellen wurde in ausreichender räumlicher Entfernung zu den vorhandenen Probelöchern (s. o.) ein schmaler, vertikaler Schlitz in das Torfmoospolster bzw. den Boden gestochen (Abb. 121). In diese Öffnung wurde jeweils ein Anionenbeutel und ein Kationenbeutel bis in eine Tiefe von ca. 10 cm hineingeschoben. Anschließend wurde der Schlitz durch seitliches Drücken wieder nahezu vollständig verschlossen. An jeder Probestelle wurden in einem Abstand von ca. 10 cm drei solche Schlitze geschaffen, so dass dort jeweils sechs IER-Bags vorhanden waren.
Die Austauscherbeutel verblieben für acht Wochen im Gelände und wurden dann durch vorsichtiges Öffnen der Schlitze und langsames Herausziehen am Faden geborgen und in einen Plastikbeutel überführt. Danach wurden neue Beutel mit frischen Ionenaustauschern in die Schlitze eingeführt und diese daraufhin wieder verschlossen. Dieser Messzyklus von acht Wochen wurde 12 Monate lang durchgeführt, von Mai 2004 bis Mai 2005.
Im Untersuchungsgebiet wurden an den 21 vorhandenen Probestellen (Abb. 120) zunächst insgesamt 126 Austauscherbeutel ausgebracht. Nach der ersten Messperiode wurden nur die eigentlichen Transekt-Einheiten T1 bis T6 dauerhaft weiterbeprobt, der nicht langfristig untersuchte Standort S1 im Schwingrasen des Lengener Meeres lieferte ohnehin bereits beim ersten Durchgang aussagekräftige Ergebnisse.

Abb. 121: Oben links: Neue IER-Bags vor dem Einsatz im Gelände. Oben rechts: Ein schmaler Schlitz im Torfmoospolster genügt zur Ausbringung der Austauscherbeutel. Unten links: Der verschlossene Schlitz ist kaum zu sehen, mit dieser Methode bleiben die Eingriffe im Ökosystem minimal. Unten rechts: IER-Bags nach acht Wochen Geländeeinsatz.

3.2.3.3. Extraktion der Ionen

Im Labor wurden die Beutel zunächst unter destilliertem Wasser von anhaftenden Bodenpartikeln und Pflanzenwurzeln befreit. Um tiefer liegende Verunreinigungen zu entfernen wurden sie anschließend in mit destilliertem Wasser gefüllte 500 ml-PE-Flaschen überführt und drei mal für 60 min vertikal ausgeschüttelt, wobei nach jedem Durchgang das Wasser ausgetauscht wurde.

Nach der Reinigung erfolgte die Extraktion der Ionen durch Ausschütteln mit 91 ml 1 M HCl für 24 Stunden in einer 100 ml-PE-Flasche. Dabei wurde jeder IER-Bag in eine separate Flasche gegeben. Anschließend wurden die Beutel entfernt und die Flaschen zur weiteren Verwendung im Kühlschrank aufbewahrt.

3.2.3.4. Analyse der Ionengehalte

In der so gewonnenen Probenlösung wurden die Gehalte an NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-} und K^+ gemessen, dabei erfolgte die Stickstoffbestimmung durch Mikrodestillation („Kjeldahl-Methode") (GERLACH 1973). Für die Wasserdampfdestillation wurde 20 ml Probenlösung zur Ammoniumbestimmung verwendet. Aufgrund starker Blasenbildung konnte nur 10 ml für die Nitratmessung eingesetzt werden. Während der Destillation wurde der enthaltene Stickstoff in eine Indikatorlösung überführt, der Ammoniumgehalt konnte dabei direkt durch Säure-Rücktitration ermittelt werden. Der Nitratgehalt wurde durch Zugabe von Devardas-Reagenz bestimmt, dieses Reagenz reduzierte das Nitrat in der Probe zu Ammonium, so dass anschließend durch Titration auch der Nitratgehalt gemessen werden konnte.
Der Phosphatnachweis erfolgte anhand der photometrischen Blaumethode nach MURPHY & RILEY (1962), verändert von TIMMERMANN (1995). Diese Methode erfasst alle in der Bodenlösung vorhandenen Phosphatverbindungen, da diese durch Alkalinisierung in Orthophosphat überführt werden, welches schließlich photometrisch gemessen wird. Die Berechnung der Phospat-Konzentration erfolgte anhand einer Eichreihe in mg/l; pro Probestelle wurden zwei Parallelen gemessen. Aufgrund der Empfindlichkeit der Methode wurden alle Lösungen mit bidestilliertem Wasser angesetzt.
Die Kaliumbestimmung erfolgte an einem Atomabsorptions- bzw. Atomemissionsspektrometer (AAS/AES) der Firma Varian. Es wurden 9,9 ml Probe zur Messung eingesetzt (zwei Parallelen pro Probestelle), die mit 0,1 ml 10 %-igem Lanthannitrat aufgefüllt wurden, um Ausfällungsprozesse zu verhindern. In wenigen Fällen mussten die Proben verdünnt werden.

Bei der Berechnung der Ionengehalte musste eine Alternative zu den Werte-Einheiten der herkömmlichen Bodenanalysemethoden gefunden werden. Da hier nicht wie in den meisten Fällen Bodenmaterial oder Bodenwasser direkt analysiert wurde, war ein Bezug auf das Gewicht oder das Volumen des beprobten Bodens nicht möglich. Auch eine flächenbezogene Größe, etwa bezogen auf die Berührungsfläche zwischen dem Boden und der Oberfläche des Austauscherbeutels, kam nicht Frage, da die Austauscher das gesamte Volumen der Beutel ausfüllten und nicht nur die Oberfläche. Darüber hinaus war die Berührungsfläche zwischen Boden und Austauscherbeutel nie einheitlich, sondern je nach Geländesituation unterschiedlich groß. Einen direkten Bezug zum Boden herzustellen war daher nicht möglich, so dass sich die Kalkulation der Ionengehalte vollkommen vom Boden als Bezugsgröße lösen musste.
In der Literatur finden sich ganz unterschiedliche Ansätze zur Werteberechnung, so z. B. die Einheiten µmol Ion pro cm^2 Beuteloberfläche pro Zeiteinheit (YANG et al. 1991b), meq pro g Austauscherharz (LUNDELL 1989) oder mg Ion pro Beutel (BINKLEY et al. 1986).

Von diesen Berechnungen lässt sich keine vollständig auf die vorliegende Anwendung der Methode übertragen. Die Beuteloberfläche war aufgrund der Flexibilität des Nylonmaterials sehr unterschiedlich und daher keine konstante Größe. Eine Rückrechnung auf die Masse des eingesetzten Austauscherharzes war auch nicht praktikabel, da das Harz in den Beuteln im deutlichen Überschuss in Bezug auf die zu erwartende Ionenmenge eingesetzt wurde, um eine vollständige Beladung der Austauscher während der Einsatzdauer im Gelände zu verhindern. Der Zusammenhang zwischen Harzmenge und Ionengehalt ist daher im Bereich zwischen 0 bis 5 g Harz nicht linear. Lediglich die simple Angabe mg adsorbiertes Ion pro 5-g-Beutel lies sich hier gut anwenden, wobei dazu zusätzlich die Zeiteinheit als Größe mit berücksichtigt werden musste. In Bezug auf die Größenordnungen der erhaltenen Werte erwies sich dabei als günstigste Zeiteinheit ein Monat (gemäß folgender Definition: 1 Monat=4 Wochen=28 Tage). Da jeweils ein 5-g-Beutel extrahiert wurde, konnte die Angabe „pro Beutel" weggelassen werden. Folgende Werte-Einheit wurde daher für die vorliegende IER-Bag-Methode *in situ* ausgewählt:

mg adsorbiertes Ion pro Monat (mg/mo)

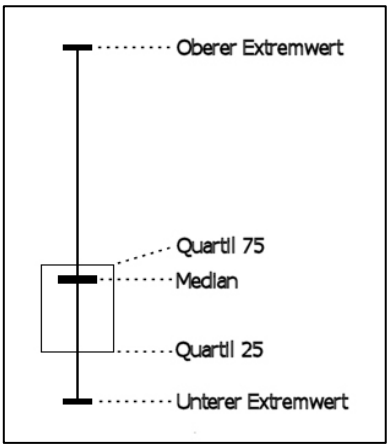
Zur Berechnung der mg-Werte mussten die 91 ml Extraktionsflüssigkeit bei allen Messergebnisse der verschiedenen Analysemethoden berücksichtigt werden. Die Werte aus allen Messperioden eines Parameters wurden außerdem zu einer Jahressumme addiert, die demzufolge die abweichende Einheit „mg adsorbiertes Ion pro Jahr" (mg/a) bekam.

3.2.4. Statistische Auswertung

Die Ergebnisse der bodenchemischen Analysen wurden mit den Methoden der deskriptiven Statistik beschrieben und dargestellt. Aus den Einzelwerten aller Analysen wurden dazu folgende statistischen Kennwerte berechnet: Median, arithmetisches Mittel ($\overline{X}$) und Standardabweichung (Stabw). Der Median hat gegenüber dem arithmetischen Mittel ($\overline{X}$) den Vorteil, dass er weniger empfindlich gegenüber Ausreißern ist (HARTUNG et al. 1985). Daher ist er für ökophysiologische Untersuchungen im Allgemeinen und für die vorliegenden Ergebnisse im Speziellen besonders geeignet und wird in dieser Arbeit bei der Ergebnisdiskussion dem Mittelwert vorgezogen. Bei den Ionenaustauscher-Messungen wurden aus den Einzelmedianen die Jahresmediane, die Median-Extremwerte (Min/Max), die Quartile ($Q_{.75}$ & $Q_{.25}$) der Mediane und die Jahressumme der Mediane (Σ) ermittelt. Die grafische Darstellung der Ergebnisse

erfolgte bei den meisten Untersuchungen anhand von Boxplots, die bei den IER-Messungen den Jahresmedian, die Median-Quartile und die Median-Extremwerte enthielten (Abb. 122).

Abb. 122: Bei den IER-Messungen verwandte Boxplots zur grafischen Darstellung der Ergebnisse.



Bei der Ionenaustauschermethode wurde zudem zur Berechnung von Zusammenhängen zwischen den Ergebnissen der Mediane der einzelnen Messperioden und der Jahresmediane der Ionen der Korrelationskoeffizient nach Bravais-Pearson berechnet. Dabei wurde aufgrund der Anzahl der Stichproben (n=9) ab einem Korrelationskoeffizienten > 0,75 ein starker linearer Zusammenhang angenommen.

Darüber hinaus wurden auch Methoden aus der schließenden Statistik zur Prüfung der Datenqualität auf alle bodenchemischen Messungen angewandt. Dazu wurden zunächst alle Daten auf Normalverteilung mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test überprüft. Da alle Datensätze dieses Kriterium erfüllten, konnte als statistischer Test die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) zum multiplen Vergleich der Mittelwerte der Transekteinheiten durchgeführt werden. Dabei wurde als Post-Hoc-Test der Least Significant Differences Test (LSD) ausgewählt, der T-Tests zwischen den Gruppen entspricht. Darüber hinaus wurde beim Vergleich der Schwingrasen der Kolke mit dem des Lengener Meeres ein T-Test für unabhängige Stichproben in Kombination mit einem Levene-Test zur Varianzgleichheit angewandt.

Die statistischen Tests und Analysen wurden mit der Software SPSS 15.0 durchgeführt, grundlegende Rechenoperationen und die Erstellung der Diagramme erfolgten mit Microsoft Excel 2003. Das endgültige Layout der Diagramme wurde mit Corel Paint Shop Pro X vorgenommen.

3.2.5. Wasserchemische Analysen

3.2.4.1. Probennahme im Gelände

Neben den bodenchemischen Analysen wurden im NSG Lengener Meer auch Untersuchungen zur chemischen Beschaffenheit der Gewässer durchgeführt. Dazu wurden weitere 14 Probestellen im Gelände eingerichtet, die ebenfalls mit einem GPS-Handgerät der Firma Garmin genau lokalisiert wurden und deren Lage in die vorhandene Untersuchungsgebiets-Datei der GIS-Software ArcView, Version 3.3a, übertragen wurde (Abb. 123).
Es handelt sich bei den Wasser-Probestellen um die offenen Wasserflächen, einen Binnengraben („Zentralgraben") und die im Norden, Westen und Osten das Gebiet umgebenden Entwässerungsgräben (Tab. 21). Der südliche Graben wurde dabei nicht berücksichtigt, da er auf dem Geländeniveau der angrenzenden Wiedervernässungsfläche liegt und daher vor allem von diesen Flächen gespeist wird. Die Untersuchungen wurden von Oktober 2005 bis Juli 2006 im Abstand von 12 Wochen durchgeführt.
Zur Probennahme wurden 200 ml-PE-Flaschen verwandt, die vor Ort zunächst mit Gebietswasser gespült und dann vollständig gefüllt wurden. Im Labor wurden die Proben über einen Faltenfilter abfiltriert und dann bis zur Analyse im Kühlschrank aufbewahrt.

Tab. 21: Lage der Probestellen der wasserchemischen Analysen im NSG Lengener Meer.

Nr.	Lage
W01	Westlicher Rangraben, Nordteil
W02	Westlicher Randgraben, Südteil
W03	Nördlicher Randgraben, Westteil
W04	Nördlicher Randgraben, Mittelteil
W05	Nördlicher Randgraben, Ostteil
W06	Östlicher Randgraben, Nordteil
W07	Zentraler Entwässerungsgraben vom Lengener Meer nach W
W08	Lengener Meer, Nordwestufer, offenes Wasser
W09	Lengener Meer, Nordostufer, offenes Wasser
W10	Muddermeer, Westufer, offenes Wasser
W11	Muddermeer, Südostufer, offenes Wasser
W12	Kolk I, Ostufer, offenes Wasser
W13	Kolk I, Nordwestufer, offenes Wasser
W14	Kuhtränkenteich, Ostufer, offenes Wasser

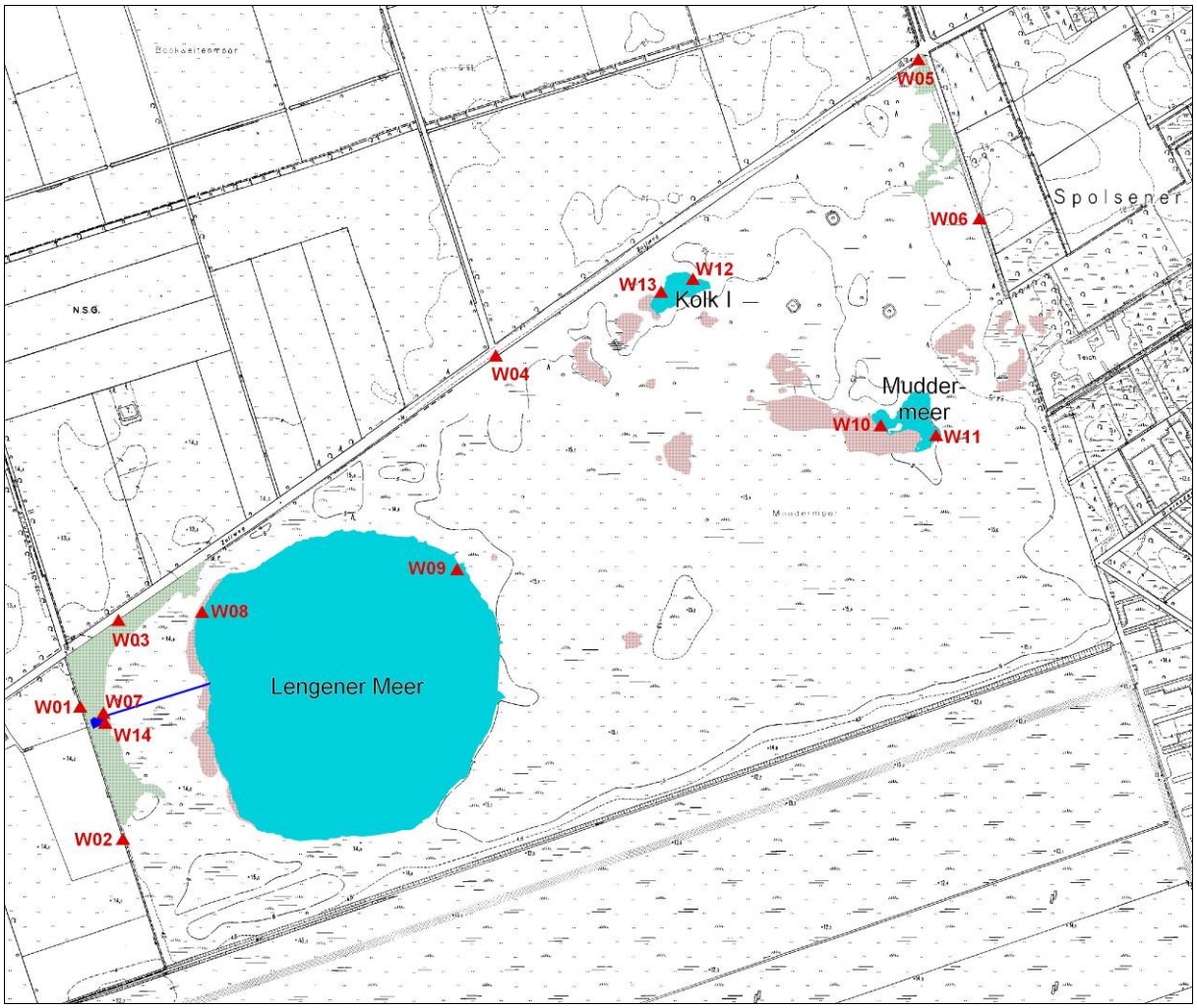


Abb. 123: Lage der wasserchemischen Probestellen. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

3.2.4.2. Analyse der Wasserproben

Die gefilterten Wasserproben wurden auf ihre Gehalte an NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-} und K^+ untersucht. Abweichend zu der bisherigen Vorgehendweise wurden die NH_4^+/NO_3^-- und Phosphatbestimmungen colorimetrisch am Continuous-Flow-Analysator (CFA) San$^+$ der Firma Skalar durchgeführt. Dazu wurde das Modul Dialysator SA 5274 (NO_3^-: 540 nm; NH_4^+: 660 nm) zur Stickstoffbestimmung eingesetzt, Phosphat wurde mit dem Orthophosphat-Analysemodul nach DIN EN 1189 bei 880 nm gemessen. Die Nachweisgrenze des Geräts lag dabei für NH_4^+ bei 0,2 mg/l, für NO_3^- bei 0,3 mg/l und für P bei 0,1 mg/l.

Kationengehalte wurden dagegen wie bisher am AAS/AES bestimmt (s. III.3.2.3.4.), darüber hinaus wurde der pH-Wert ermittelt (s. o.). Bei jeder Methode wurden pro Lösung zwei Parallelen gemessen, die bei deutlich abweichenden Werten wiederholt wurden.

3.2.6. Atmosphärische Deposition

In Niedersachsen existiert seit 1983 ein Netzwerk von Depositions-Messstellen zur Ermittlung der Stoffdeposition in Luft und Niederschlägen (NLÖ 1987, 1993). Seit 2002 existiert im Rahmen dieses Programms auch eine Messstelle im NSG Stapeler Moor in unmittelbarer Nähe des NSG Lengener Meer (Abb. 124).

Bei den Messgeräten handelt es sich um ständig offene Niederschlags-Sammler („Bulk-Sammler") vom Typ Osnabrück (NLÖ 1993), die im Freiland aufgestellt sind und im Abstand von zwei Wochen entleert werden. Dabei wird von den Geräten hauptsächlich die nasse Deposition in Form der Niederschläge erfasst, während die trockene Deposition in Form von sedimentierenden Stäuben nur zu ca. 10-40 % zum Messwert beiträgt (Anteil ist elementabhängig, s. GAUGER et al. 2000). Die Proben von jeweils zwei Wochen werden zu einer Monats-Mischprobe vereinigt und im Labor des NLWKN auf vielfältige Messparameter hin untersucht. Die Daten von 2002 bis 2006 wurden freundlicherweise vom NLWKN, Betriebsstelle Aurich, für diese Arbeit zur Verfügung gestellt.

Abb. 124: Links: Lage der Depositions-Messstelle im NSG Stapeler Moor. Rechts: Der Bulk-Sammler, Typ Osnabrück, besteht aus einer Plastiktonne, in der sich sechs PE-Flaschen befinden, in denen sich über Trichter und Zuführungsschläuche das Niederschlagswasser sammelt. Zum Schutz vor Sonneneinstrahlung ist die Tonne mit einer Schilfmatte umkleidet. Auszug aus der topographischen Karte 1:25000 © LGN.

Die Berechnung der Jahresfrachten aus den Originaldaten erfolgte gemäß den Vorgaben in NLÖ (1993). Dazu wurden zunächst die fehlenden Werte für den Monat Mai 2004 (nur Na, K, Mg & Ca) durch Bildung des gleitenden Mittelwertes aus den zwei vorherigen und zwei nachfolgenden Werten interpoliert. Für Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurde der Grenzwert des jeweiligen Elements halbiert (0,5 * BG). Wenn 50% der Werte unterhalb der BG liegen, sollten gemäß NLÖ (1993) keine Frachten berechnet werden; im Rahmen dieser Arbeit wurden diese zur Veranschaulichung dennoch ermittelt und in Klammern angegeben.
Zur Berechnung der Monatsfracht in kg/ha·mo wurden die Ionenkonzentrationen (mg/l) mit den Niederschlägen (mm) und dem Umrechnungsfaktor 0,01 multipliziert. Durch Bildung der Summe der Monatsfrachten eines Jahres berechnete sich schließlich die Jahresfracht in kg/ha·a. Das arithmetische Mittel aus den Jahresfrachten 2003-2006 wurde ebenfalls berechnet, um die mittlere Fracht dieser drei Jahre zu ermitteln.

3.3. Ergebnisse der boden- und gewässerchemischen Analysen

3.3.1. Mineralstoffdynamik im Boden (Ionenaustauschermethode)

3.3.1.1. Stickstoff

Stickstoff im Ökosystem Hochmoor

In den Torfschichten des Hochmoores liegt Stickstoff zu 90-95% in organisch gebundener, immobilisierter Form vor (SCHACHTSCHABEL et al. 1998, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die Mineralisierung durch Mikroorganismen findet in den sich infolge der hohen Bodenfeuchte und des niedrigen pH nur schwach zersetzenden Hochmoortorfen hauptsächlich in den oberen, durchlüfteten Bereichen statt und ist vergleichsweise gering (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992). Die mineralisierten Stickstoffionen werden von den Huminstoffen adsorbiert und sind dann nicht mehr so leicht für die Pflanzen verfügbar wie die im Porenwasser gelösten Ionen (KUSEL-FETZMANN 1982). Weitere Stickstoffquellen sind Einträge durch atmosphärische Deposition, Blütenpollen, tierische Exkremente und die Fixierung des Luftstickstoffs durch Mikroorganismen (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992). Durch vertikale und laterale Auswaschung (vor allem Nitrat) kann ein Teil des Stickstoffs dem System entzogen werden. Eine Immobilisierung in pflanzliche und mikrobielle Biomasse bindet den Stickstoff und macht ihn für Pflanzen nicht verfügbar. Ein geringer Anteil dieses organisch gebundenen Stickstoffs verbleibt schließlich im Torfkörper (DAMMAN 1978). Unter anaeroben Bedingungen kommt es zusätzlich zu einer Denitrifikation von Nitrat durch Mikroorganismen, die allerdings bei niedrigen pH-Werten kaum nachzuweisen ist (RETH et al. 2005). Weiterhin können geringfügige Mengen an Ammoniak und Stickoxiden in die Atmosphäre entweichen (HEMOND 1983).

An wassergesättigten Standorten liegt Stickstoff vorwiegend in der reduzierten, anorganischen Form als Ammonium (NH_4^+) vor (JANIESCH 1978, WAUGHMAN 1980, BERTRAM 1988). Diese Verbindung ist für viele Pflanzen problematisch, da sie zur Ammoniumaufnahme ein Kation (z. B. Kalium) abgeben müssen (MOHR 1993). Allerdings sind viele Hochmoorpflanzen, insbesondere die Ericaceen, an Ammoniumernährung angepasst (HAVILL et al. 1974, JANIESCH 1986).

Mit zunehmender Belüftung des Bodens steigt die Anzahl aerober Nitrifikanten, die das Ammonium über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-) umwandeln (RACH & JANIESCH 1999, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Da dieser Vorgang schneller verläuft als die Ammonifikation, reichert sich in

aeroben Böden deutlich mehr Nitrat an als Ammonium. Das Mengenverhältnis von Ammonium und Nitrat ist daher ein wichtiger Anhaltspunkt für die Beurteilung der Naturnähe von Moorstandorten (JANIESCH et al. 1991, JANIESCH 1997). Darüber hinaus ist Stickstoff neben Phosphor ein limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum (KOERSELMAN & MEULEMAN 1996, RACH & ZEISS 2003).

Ergebnisse

In Bezug auf den Jahresmedian sind die niedrigsten Ammoniumgehalte im Schwingrasen und im Birkenwald mit 0,20 mg/mo bzw. 0,18 mg/mo zu finden (Abb. 125). Danach folgen das Pfeifengrasstadium mit 0,46 mg/mo, weiterhin das Gagelgebüsch mit 0,65 mg/mo, die Bulte mit 0,72 mg/mo und schließlich die Schlenken mit den höchsten Medianen von 1,22 mg/mo. Bei den Median-Extremwerten findet sich eine ähnliche Abstufung am Transekt, allerdings weisen der Birkenwald und die Pfeifengrasbestände mit 0,45 bzw. 0,64 mg/mo deutlich niedrigere Extremwerte auf als die Schwingrasen mit 1,29 mg/mo. Auch die Schwankungsbreite der Mediane ist in den Schwingrasen deutlich höher als in den vorgenannten Transekteinheiten, so dass sich im oberen Median-Quartilbereich zusätzliche Überschneidungen mit den Werten der Bulten ergeben. Die Quartilbereiche der Schlenken sind dagegen abgesehen von den Bulten recht deutlich von den Werten der übrigen Vegetationseinheiten abgesetzt.
Die Jahresmediane der Nitratwerte zeigen einen ganz anderen Verlauf am Transekt. Sehr niedrige Mediane finden sich im Schwingrasen (0,04 mg/mo), in den Schlenken (0,02 mg/mo) und in den Pfeifengrasbeständen (0,02 mg/mo). Dann folgen die Bulte mit 0,09 mg/mo, die Gagelgebüsche mit 0,54 mg/mo und schließlich der Birkenwald mit einem deutlich abgesetzten Jahresmedianwert von 0,77 mg/mo. Deutliche Unterschiede gibt es auch in Bezug auf die Schwankungsbreite der Werte. Sehr geringe Schwankungen im Median-Quartilbereich weisen wiederum die Schlenken und Pfeifengrasbestände auf, während die Schwingrasen und Bulten einen davon deutlich abgesetzten Quartilbereich haben. Davon wiederum deutlich abgesetzt ist der Quartilbereich des Birkenwaldes, während der des Gagelgebüsches sich im unteren Bereich mit den Schwingrasen überschneidet.
Interessanterweise zeigen die Pfeifengrasbestände mit 0,07 mg/mo sehr niedrige Median-Extremwerte, die von den Schwingrasen mit 0,67 mg/mo weit übertroffen werden und nur von den Schlenken mit 0,04 mg/mo unterboten werden. Damit liegen die Schwingrasen sogar deutlich über dem Extremwert der Bulte von 0,40 mg/mo. Weiterhin ist bemerkenswert, dass der Höchstwert von Nitrat in den Gagelgebüschen mit 1,82 mg/mo weit über dem Höchstwert des Birkenwaldes mit 0,99 mg/mo liegt.

Betrachtet man die Median-Jahressummen, die sich aus der Addition der Median-Werte aus den Acht-Wochen-Messungen ergeben, so zeigen sich sehr ähnliche Abstufungen der Werte entlang des Transektes im Vergleich zu den Jahresmedianen von Ammonium und Nitrat (Abb. 126). Allerdings sind diese Abstufungen noch wesentlich differenzierter ausgeprägt und zeigen dadurch die Unterschiede in den Vegetationseinheiten noch deutlicher. Insbesondere beim NO_3^- können die im Jahresmedian sehr niedrigen Werte bei der Jahressumme besser unterschieden werden. So zeigt sich, dass die Werte der Schwingrasen und Bulte mit 1,12 bzw. 0,89 mg/a relativ nahe bei einander liegen, während die Schlenken und Pfeifengrasbestände mit 0,13 bzw. 0,21 mg/a eine wesentlich niedrigere Jahressumme an NO_3^- aufweisen. Sehr deutlich wird auch der hohe Nitratgehalt im Boden unter den Gagelgebüschen, der mit 4,20 mg/a sogar höher ist als im trockeneren Birkenwald (3,74 mg/a).

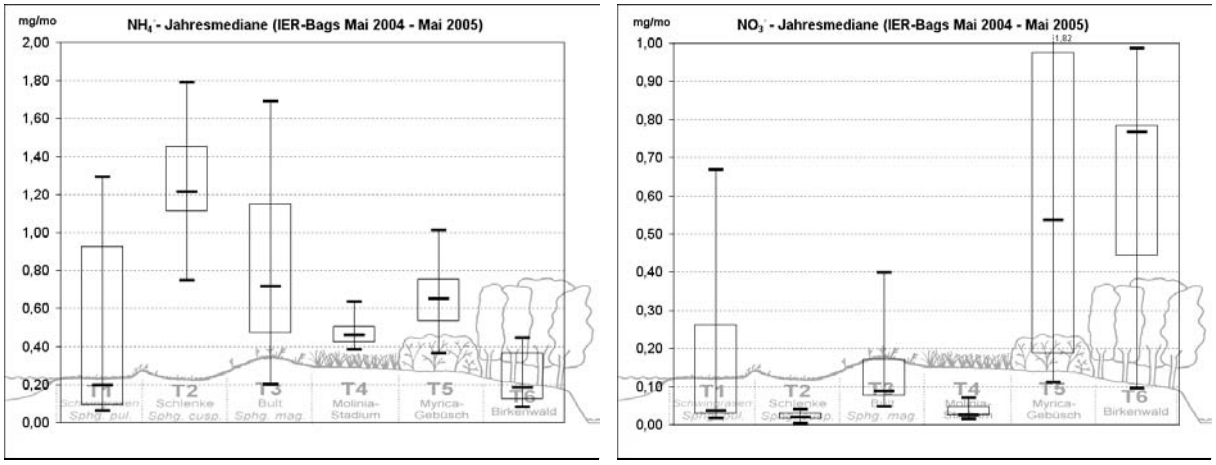


Abb. 125: Jahresmediane der Gehalte von NH_4^+ und NO_3^- der Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005 (Boxplots mit Jahresmedian, Quartilbereichen und Extremwerten, s. III.3.2.4.) der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

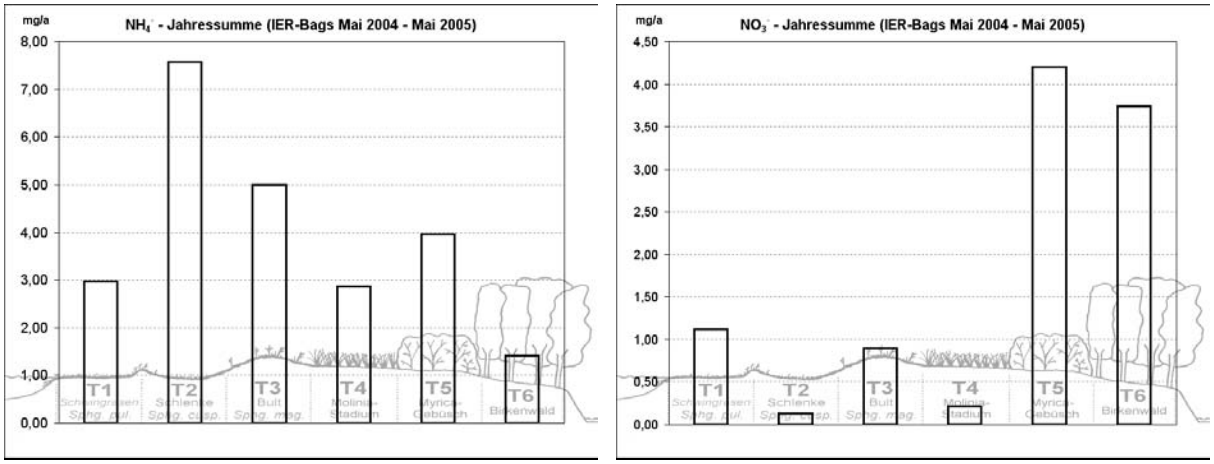


Abb. 126: Jahressummen der Gehalte von NH_4^+ und NO_3^- (Mediane) der Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005 der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

Eine Betrachtung der Gesamtstickstoffgehalte (N_t) ist aufgrund der unterschiedlichen Affinitäten der Austauscherharze zu den unterschiedlichen Ionen nicht möglich.

Die statistische Analyse der Mittelwerte der Transekteinheiten auf signifikante Unterschiede ergibt keine so deutlichen Ergebnisse wie die Betrachtung der Jahresmediane und der Summe der Jahresmediane (Statistisch korrekt müsste dies als Signifikanz des Irrtums, dass die Mittelwerte der Grundgesamtheiten gleich sind, ausgedrückt werden. Aus praktischen Gründen soll jedoch im Folgenden die Formulierung „signifikanter Unterschied" verwandt werden).

Tab. 22: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die Stickstoffwerte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant bei $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Werte von Mai 2004 bis April 2005.

Transekteinheiten		Mai-Jun		Jul-Aug		Sep-Okt		Nov-Dez		Jan-Feb		Mär-Apr	
		NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-
SPS	SCS	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	(*)
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	(*)	n.s.	n.s.	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(*)	(*)
	MYG	n.s.	*	n.s.	n.s.	(*)	*	(*)	*	n.s.	*	(*)	*
	BIW	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	(*)	n.s.
SCS	SPS	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	(*)	(*)
	SMB	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	(*)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*
	MOL	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.
	MYG	*	*	*	n.s.	*	*	*	*	*	*	*	*
	BIW	*	*	*	*	*	*	*	*	*	n.s.	*	*
SMB	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	(*)	n.s.	n.s.	n.s.
	SCS	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	(*)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	(*)
	MYG	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	*	*	*	*
	BIW	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	*	*	*	n.s.	*	n.s.
MOL	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	(*)	(*)
	SCS	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	(*)
	MYG	n.s.	(*)	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*
	BIW	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	*
MYG	SPS	n.s.	*	n.s.	n.s.	(*)	*	(*)	*	n.s.	*	(*)	*
	SCS	*	*	*	n.s.	*	*	*	*	*	*	*	*
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	*	*	*	*
	MOL	n.s.	(*)	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*
	BIW	n.s.	*	n.s.	*	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	*	n.s.	*
BIW	SPS	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	(*)	n.s.
	SCS	*	*	*	*	*	*	*	*	*	n.s.	*	*
	SMB	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	*	*	*	n.s.	*	n.s.
	MOL	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	*
	MYG	n.s.	*	n.s.	*	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	*	n.s.	*

p-Werte siehe Anhang.

Bei Ammonium erweisen sich bei den ersten beiden Messperioden nur die Werte der *Sphagnum cuspidatum*-Schlenken als signifikant verschieden gegenüber den anderen Transekteinheiten (Tab. 22). Ab September 2004 bis April 2005 ergeben sich auch bei den anderen Vegetationseinheiten statistisch deutlichere Unterschiede, so dass die Messergebnisse zwischen Herbst und Frühling als wesentlich aussagekräftiger gegenüber dem Sommer einzuschätzen sind. In Bezug auf die Nitratwerte ist es hingegen der Birkenwald, der sich in der ersten Hälfte der Jahresmessung signifikant von allen anderen Einheiten unterscheidet. Ab September weisen dann auch die Werte der Gagelgebüsche deutliche Unterschiede zu den meisten anderen Transekteinheiten auf. Bei den übrigen Vegetationstypen lassen sich die Nitratwerte hingegen teilweise gut und teilweise weniger gut statistisch gesichert gegeneinander abgrenzen.
Zur grundsätzlichen Diskussion der statistischen Absicherung der Werte der Ionenaustauschermessungen siehe III.3.3.1.6.

Diskussion

Die Stickstoffgehalte entlang des Transektes erweisen sich als sehr heterogen und daher schwer statistisch abzusichern und zu interpretieren. Dies ist ein generelles Problem bei der Deutung von ökologischen Messwerten und ergibt sich aus den komplexen Wechselwirkungen der abiotischen und biotischen Faktoren. In einem so vielschichtigen Ökosystem wie dem Hochmoor gilt dies umso mehr. Als wichtigste Prozesse sind hier die sauerstoffabhängige Mineralisierung der Torfsubstanz, die unterschiedlichen Aufnahmeraten und Aufnahmemechanismen von Mineralstoffen durch Torfmoose und Phanerogamen und die Einflüsse von pH-Wert und Temperatur zu nennen (CLYMO 1963, LÜTT 1992).
Es kann daher im Rahmen dieser Untersuchungen nur versucht werden, auffällige Tendenzen und Phänomene in den Messergebnissen anhand der Literatur und den eigenen Erfahrungen in Hinblick auf die Fragestellung der Naturnähe der Standorte zu deuten (s. III.3.1.). Als Basis der Diskussion wird der Schwerpunkt auf die (Jahres-) Mediane und Jahressummen der Mediane gelegt, die sich als anschaulichste Kenngrößen für die Interpretation der Ergebnisse erwiesen.

Zunächst ist positiv zu bewerten, dass die mutmaßlich naturnaheste Einheit, der Schwingrasen, den niedrigsten Ammonium-Jahresmedian aufweist. Allerdings streuen die Werte stark nach oben. Deutlich abgesetzt davon ist nicht nur der Jahresmedian, sondern auch der Median-Quartilbereich der im Moorwasserniveau auf ähnlicher Stufe stehenden Schlenken. Hier sind die höchsten Ammoniumwerte am Transekt zu verzeichnen, obwohl es sich ebenfalls um

einen sehr naturnahen Standort handelt. Ähnlich hohe Werte in den Schlenken im Vergleich zu den Bulten fand LÜTT (1992) in Torfstichen in Schleswig-Holstein.
Die Ursachen für diese hohen Werte können nur gemutmaßt werden. Eventuell hängen die hohen Stickstoffwerte mit der Geländeform der Bult-Schlenken-Komplexe zusammen. Da die Schlenken die tiefsten Stellen in diesem Bereich darstellen, läuft dort das Wasser aus den umgebenden, höheren Bulten zusammen und damit akkumulieren dort auch die in der Umgebung ausgewaschenen Mineralstoffe, was u. a. von DAMMAN (1978) nachgewiesen wurde. Im Umkehrschluss würde dies auch die niedrigeren Werte in den Bulten erklären. Im ebenen Schwingrasen hingegen verteilen sich die Nährstoffe gleichmäßiger. Ein weiterer Grund für die im Vergleich zu den anderen Transekteinheiten höheren NH_4^+-Werte könnte sein, dass an Schlenkenstandorten die größte N-Fixierung durch Cyanobakterien im naturnahen Hochmoor stattfindet (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Letztlich könnte auch die unterschiedliche Vegetationsbedeckung eine Rolle spielen. Während beispielsweise die Schwingrasen und Bulte aus einem dichten Teppich aus Torfmoosen und höheren Pflanzen bestehen, ist die Vegetation der meist wassergefüllten Schlenken, zumindest teilweise, deutlich lückiger. Daher kann es sein, dass im Schwingrasen wesentlich mehr Nährstoffe von den Pflanzen aufgenommen werden als in den Schlenken. Vermutlich ist die tatsächliche Ursache der hohen Ammoniumgehalte in den Schlenken eine Kombination aus diesen Prozessen.

Demgegenüber deutlich niedrigere Ammonium-Medianwerte weisen die Bulten und Pfeifengrasbestände auf, wobei letztere sogar noch deutlich unter dem Jahresmedian der Bulten liegen und geringere Schwankungen aufweisen. Pfeifengrasdominanzbestände deuten eigentlich auf Entwässerung und Nährstoffakkumulation hin, wie es beispielsweise LOACH (1966) und SHEIKH (1969a, 1969b) nachwiesen. Konkurrenzversuche mit *Erica tetralix* ergaben, dass sich *Molinia* bei guter Nährstoffversorgung gegen *Erica* behaupten kann (SHEIKH 1969b). Dies bestätigt, dass *Molinia*-Dominanzbestände, in denen u. a. *Erica* auskonkurriert wurde, als Zeiger für erhöhte Nährstoffgehalte gedeutet werden können. Schon DU RIETZ (1954) beurteilte die Art als Mineralbodenwasserzeiger (s. a. MÜLLER 1976). Die geringen Gehalte von Ammonium und auch von Nitrat (s. u.) an den Pfeifengrasstandorten entsprechen daher nicht den Erwartungen.
Wahrscheinlich sind die geringen Stickstoffwerte auf eine starke Nährstoffaufnahme von *Molinia caerulea* zurückzuführen, wofür die starke Biomasseproduktion der Art während der Vegetationsperiode und das ausgeprägte Wurzelsystem sprechen würden. Düngeversuche zeigten beispielsweise, dass die Art auf Stickstoffdüngung mit starkem Wachstum reagieren kann (GORE 1961, 1963, TOMASSEN et al. 2004). Eventuell sind im Gegensatz dazu die Arten der Bulten besser an eine NH_4^+-Aufnahme angepasst (HAVILL et al. 1974, ELLENBERG 1977)

und können daher das durch die entwässerungsbedingte Mineralisation gebildete Nitrat nicht so effizient aufnehmen wie das Pfeifengras, so dass es sich in den Bulten stärker anreichert und der Gegensatz zwischen den Standorten dadurch noch verstärkt wird.
Die Gagelgebüsche weisen dagegen ähnliche Medianwerte wie die Bulten auf, der Birkenwald schließlich zeigt wiederum sehr geringe Ammonium-Medianwerte, die im Bereich der Werte der Schwingrasen liegen. Dies ist allerdings darauf zurückzuführen, dass an diesem Standort mit stark abgesenktem Moorwasserspiegel der Stickstoff hauptsächlich als Nitrat vorliegt (s. u.).

In Bezug auf die Nitrat-Medianwerte ergibt sich ein ganz anderes Bild. Hier liegen die Schlenken und, allerdings mit größeren Schwankungen, die Schwingrasen als moorwasserspiegelnahe Standorte erwartungsgemäß in einem sehr niedrigen Bereich, während die höher und damit trockener gelegenen Bulte höhere Werte aufweisen, die stärker schwanken. Dies entspricht den Literaturangaben, so fanden beispielsweise WAUGHMAN (1980), BERTRAM (1988), LÜTT (1992) und LANDGRAF & NOTNI (2004) kaum nachweisbare Nitratgehalte in deutschen Hochmooren. Wie beim Ammonium liefern die naturferneren Pfeifengrasbestände erneut sehr niedrige Werte mit einer geringen Schwankungsbreite, was wiederum vermutlich auf die starke Aufnahme von *Molinia* zurückzuführen ist (s. o.).
Demgegenüber deutlich erhöhte Werte in den Gagelgebüschen sind abgesehen von der Entwässerung dieser Standorte wohl vor allem auf eine Freisetzung von durch Bakterien der Gattung *Frankia* fixiertem Luftstickstoff zurückzuführen (SCHWINTZER 1979, HUGUET et al. 2004). Diese Bakterien leben mit dem Gagelstrauch in Symbiose und sind im Wurzelbereich in Wurzelknöllchen angesiedelt. Anscheinend ist dieses Phänomen von erheblicher Bedeutung für den Standort, denn die Jahressummen von Nitrat (Abb. 126) zeigen eine drastische Stickstoffanreicherung des Standorts durch *Myrica gale*, die sogar stärker ist als die im wesentlich stärker entwässerten Birkenwald.
Schließlich hat der Birkenwald erwartungsgemäß ebenfalls hohe Nitratwerte und bestätigt damit die Einschätzung, dass es sich bei ihm um den am stärksten entwässerten Standort handelt. Neben der Stickstofffreisetzung durch Mineralisation in den oberen Torfschichten kann im Birkenwald auch die größere Reichweite der Birkenwurzeln gegenüber den krautigen Pflanzen eine Rolle spielen. Dadurch könnten die Gehölze auch in tieferen Bodenschichten Nährstoffe erschließen, die dann durch den Blattfall und anschließende Zersetzung der Blätter in die oberen Bodenschichten gelangen.

Somit belegen die Stickstoffgehalte insgesamt betrachtet (bis auf die Pfeifengrasbestände) ganz zufriedenstellend die zunehmende Entwässerung am Transekt. Insbesondere in den trockeneren Bereichen zeigt sich eine erhöhte Freisetzung des organisch gebundenen Stickstoffs, wie es für entwässerte Torfe typisch ist (SCHEFFER 1994, VENTERINK et al. 2002). Höhere Stickstoffgehalte wiederum bewirken zusammen mit der stärkeren Durchlüftung der Torfe eine höhere Aktivität der zersetzenden Mikroorganismen und Invertebraten (COULSON & BUTTERFIELD 1978, COLLINS et al. 1978), so dass sich die Mineralisation vervielfacht. Dies ist sehr gut anhand der Extremwerte des Birkenwaldes nachzuvollziehen.
Eine Verschleierung dieser Bilanz durch eventuelle Denitrifikation an den feuchteren Standorten ist für den vorliegenden Hochmoorstandort nicht anzunehmen. Zwar steigt die Denitrifikationsrate eines Bodens mit dem Wassergehalt, ist aber gleichzeitig stark pH-abhängig. Das Optimum der Denitrifikation liegt bei ca. pH 6, mit zunehmender Azidität sinkt sie stark ab und ist unter pH 4 kaum noch nachzuweisen (RETH et al. 2005). Im pH-Bereich des Untersuchungsgebiets von ca. pH 3 bis 4 ist daher sehr wenig Denitrifikation zu erwarten (s. III.3.3.2.1.).

3.3.1.2. Phosphate

Phosphate im Ökosystem Hochmoor

In die vom mineralischen Untergrund isolierten oberen Torfschichten des Hochmoors gelangen Phosphorverbindungen fast ausschließlich durch atmosphärische Deposition, Pollen und durch Tierexkremente bzw. -kadaver, darüber hinaus findet eine geringfügige Mineralisation durch Zersetzung der abgestorbenen Pflanzenreste statt (DAMMAN 1978, KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992).
Die im Porenwasser gelösten, pH-abhängigen Dissoziationsstufen der Phosphorsäure stellen die Hauptquelle für die pflanzenverfügbaren Phosphate in den organischen Böden der Hochmoore dar, wo sie ca. 2,4 % des Gesamtphosphors ausmachen (SAEBØ 1969). Die Hauptfraktion ist dabei das zwischen pH 3 und pH 8 hauptsächlich vorhandene Dihydrogen-Phosphat ($H_2PO_4^-$), an ganz saueren Standorten unter pH 3 kann auch ein geringer Anteil als Phosphorsäure (H_3PO_4) vorliegen.
Darüber hinaus können sich in Böden weitere anorganische P-Verbindungen bilden (vor allem mit Ca^{2+}, Al^{3+}, und Fe^{3+}), was allerdings in sauren Torfen unter aeroben Bedingungen keine große Rolle spielt (WAUGHMAN 1980). Hier finden sich vor allem biogene organische P-Verbindungen und an Huminstoffen adsorbiertes Phosphat (SCHEFFER 1994, GELBRECHT & KOPPISCH 2001). Durch passive Aufnahme, aktiven Austausch oder enzymatischen Aufschluss

können die Pflanzen diese zusätzlichen Phosphatquellen teilweise ebenfalls nutzen. Zusätzliche P-Quellen aus schwerlöslichen Phosphaten können sich Pflanzen erschließen, die über eine Mykorrhiza verfügen (RAGHOTHAMA 1999, VANCE et al. 2003). Zusammen mit Stickstoff stellt Phosphor einen limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum dar (KOERSELMAN & MEULEMAN 1996).
Ein Teil der in der Biomasse immobilisierten Phosphate verbleibt im Torf und wird dadurch dem Nährstoffkreislauf entzogen, darüber hinaus ist die Auswaschung in organischen Böden höher als in Mineralböden (SCHEFFER 1994). Ein solcher P-Austrag kann im Hochmoorkörper sowohl vertikal in tiefere Torfschichten als auch lateral in Randgewässer durch oberflächlichen oder oberflächennahen Abfluss („subsurface flow") erfolgen (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1992).

Ergebnisse

Die Phosphatgehalte im Boden der Transekteinheiten sind in den naturnahen Vegetationseinheiten mit Jahresmedianen von 0,005 bis 0,006 mg/mo nahe der Nachweisgrenze, gefolgt von den Pfeifengrasbeständen und Gagelgebüschen mit nur geringfügig höheren Werten von 0,010 bzw. 0,013 mg/mo (Abb. 127). Im Birkenwald sind mit 0,081 mg/mo demgegenüber deutlich erhöhte Mengen an Dihydrogenphosphat vorhanden. Auch die Median-Quartile$_{75}$ der Schwingrasen, Schlenken, Bulten und Pfeifengrasbestände liegen zwischen 0,007 und 0,012 mg/mo in einem ähnlichen, niedrigen Bereich. Gagelgebüsch und Birkenwald heben sich mit höheren Werten von 0,031 und 0,091 mg/mo hingegen etwas bzw. deutlich davon ab.
In Bezug auf die Median-Extremwerte ist die Abstufung ähnlich, allerdings liegen hier die Schwingrasen und die Pfeifengrasbestände mit einem Median-Maximalwert von 0,024 und 0,029 mg/mo relativ nahe beieinander, während die übrigen naturnahen Transekteinheiten mit jeweils 0,016 mg/mo etwas tiefer liegen.
Diese Tendenz von niedrigen Gehalten in den ungestörten Gesellschaften mit steigenden Gehalten in den Degenerationsstadien wird in den Median-Jahressummen noch etwas deutlicher (Abb. 128). Hier sind die Schwingrasen, Schlenken und Bulten mit 0,041 bis 0,043 mg/a in einem sehr niedrigen Bereich, während die Pfeifengrasbestände mit 0,071 mg/a etwas höher liegen. Wiederum höher sind die Phosphat-Gehalte im Gagelgebüsch mit 0,143 mg/a, schließlich folgt der Birkenwald mit den höchsten Gehalten von 0,378 mg/a, was fast der dreifachen Menge des Gagelgebüsches entspricht.

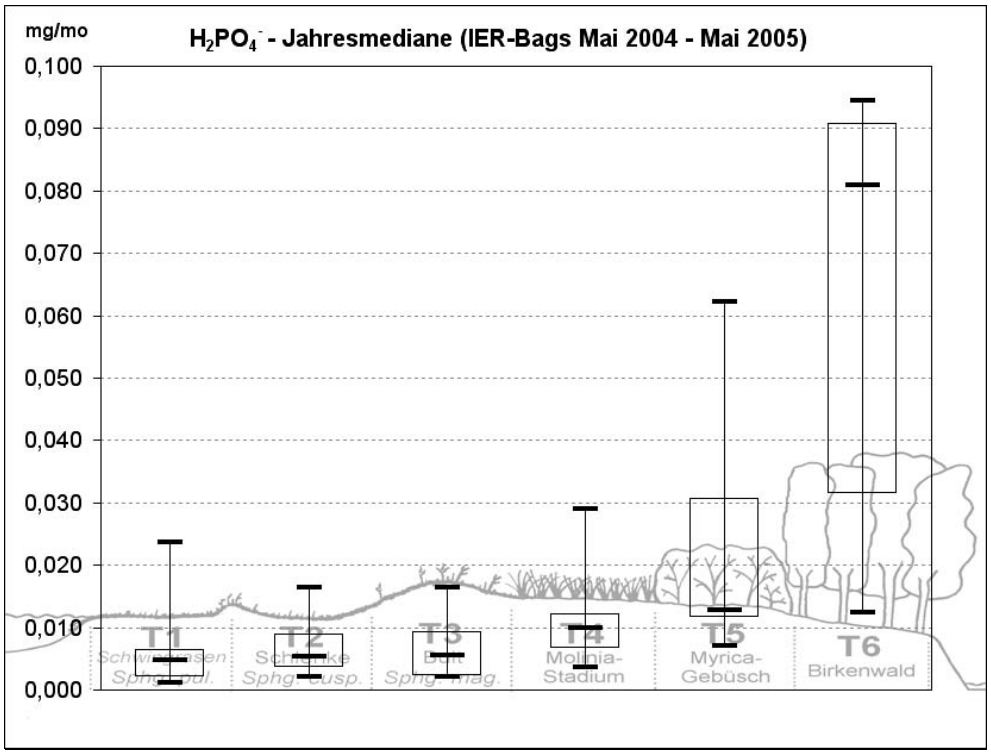


Abb. 127: Jahresmediane der Gehalte von $H_2PO_4^-$ der Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005 (Boxplots mit Jahresmedian, Quartilbereichen und Extremwerten) der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

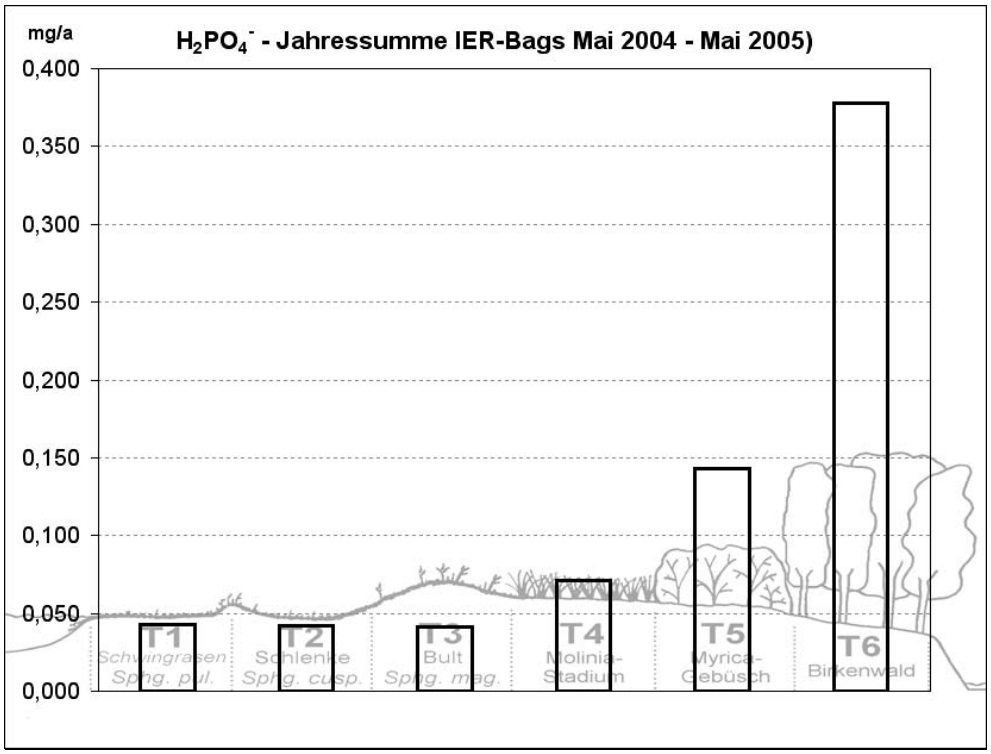


Abb. 128: Jahressummen von $H_2PO_4^-$ (Mediane) der Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005 der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

Die statistische Analyse der Einzelwerte bestätigt die sehr ähnlichen Jahresmedianwerte der Schwingrasen, Schlenken, Bulten und Pfeifengrasbestände. Signifikante Unterschiede gegenüber den übrigen Transekteinheiten finden sich durchgehend nur beim Birkenwald (Tab. 23). Lediglich im Mai-Juni 2004 ergeben sich auch signifikante Unterschiede bei den Bulten und den Gagelbeständen, im übrigen Untersuchungsjahr jedoch nicht. Da sich die Werte der Pfeifengrasstadien und Gagelgebüsche nicht statistisch abgesichert von den ersten vier Transekteinheiten unterschieden, muss die sich aus den Median-Jahresummen abzeichnende Mittelstellung dieser Vegetationseinheiten relativiert werden.

Tab. 23: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die Phosphatwerte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant bei $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Werte von Mai 2004 bis April 2005.

Transekt-einheiten		Mai-Jun	Jul-Aug	Sep-Okt	Nov-Dez	Jan-Feb	Mär-Apr
SPS	SCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MYG	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	*	*	*	*	*	*
SCS	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MYG	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	*	*	*	*	*	*
SMB	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MYG	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	*	*	*	*	*	*
MOL	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MYG	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	*	*	*	*	*	*
MYG	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SCS	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	(*)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	n.s.	*	*	*	*	*
BIW	SPS	*	*	*	*	*	*
	SCS	*	*	*	*	*	*
	SMB	*	*	*	*	*	*
	MOL	*	*	*	*	*	*
	MYG	n.s.	*	*	n.s.	*	*

p-Werte siehe Anhang.

Diskussion

Zunächst muss angemerkt werden, dass durch die Ionenaustauscher-Methode nur die wasserlöslichen und damit leicht pflanzenverfügbaren Phosphate erfasst wurden. Die schwerer verfügbaren anorganischen und organischen Phosphorquellen können daher in der Diskussion nicht berücksichtigt werden, sie spielen im betrachteten Ökosystem allerdings auch eine untergeordnete Rolle. Darüber hinaus ist deren Verfügbarkeit im Gegensatz zu den löslichen Phosphaten stark artspezifisch (RAGHOTHAMA 1999, VANCE et al. 2003, BOLL 2005), daher sind allgemeine Aussagen zur Standortqualität entsprechend der Fragestellung ohnehin eher über die allgemein verfügbaren Phosphorsäuren möglich.
Von den theoretisch möglichen Dissoziationsstufen der Phosphorsäure ist bei einem pH unter 3 hauptsächlich Phosphorsäure (H_3PO_4) vorhanden, zwischen pH 3 und 8 hauptsächlich Dihydrogen-Phosphat ($H_2PO_4^-$), von pH 8 bis 13 Hydrogen-Phosphat (HPO_4^{2-}) und darüber Orthophosphat (PO_4^{3-}) (HECK et al. 1997). Da sich die pH-Werte an den Probestellen vom NSG Lengener Meer im Bereich von pH 3,0 bis 3,7 befinden (s. III.3.3.2.1) ist davon auszugehen, dass dort fast ausschließlich $H_2PO_4^-$ vorhanden ist, welches als Anion von den Anionenaustauschern aufgenommen und somit analysiert werden konnte. Ein geringer Teil an ladungsneutraler Phosphorsäure kann eventuell an den sauersten Probestellen durch diese Methode nicht erfasst worden sein, da diese Probestellen jedoch gleichzeitig die höchsten Phosphatwerte aufwiesen (Birkenwald) kann dieser Fehler vernachlässigt werden.

In Bezug auf die Median-Jahressummen entspricht der Verlauf der Werte am Transekt von den naturnahen Schwingrasen, Schlenken und Bulten über die Degenerationsstadien mit Pfeifengras und Gagelstrauch bis hin zu den stark gestörten Birkenwäldern ganz gut der Naturnähe der entsprechenden Vegetationseinheit. Bei den drei naturnahen Gesellschaften T1-T3 sind die Werte durchweg niedrig und zeigen eine geringe Schwankungsbreite. Niedrige Phosphatwerte in naturnahen Hochmoortorfen fanden beispielsweise SAEBØ (1969) und LANDGRAF & NOTNI (2004), die mit klassischen Methoden Gehalte von unter 1 ppm feststellten.
In den Pfeifengrasbeständen steigen die Werte leicht an, in den Gagelgebüschen ist wiederum ein deutlicher Anstieg von Werten und Streuung zu beobachten. Dieser Anstieg ist allerdings nicht so extrem und signifikant wie bei den Stickstoffwerten, was die These der Stickstoffanreicherung durch die N-Fixierung von *Myrica gale* bestätigt. Würde die N-Anreicherung allein auf die Entwässerung zurückzuführen sein, müssten sich auch in Bezug auf die Phosphate (und Kalium, s. III.3.3.1.3.) höhere Werte ergeben.

Da *Myrica* durch seine Stickstofffixierung nicht N-limitiert sein kann, deuten die etwas höheren Phosphatwerte an den Gagelstandorten darauf hin, dass dies der entscheidende Faktor für die starke Ausbreitung und das kräftige Wachstum gegenüber den schwachwüchsigen Gagelpflanzen in den Bult-Schlenken-Komplexen sein könnte. Sehr vitale Gagelgebüsche finden sich im Untersuchungsgebiet vor allem an den Rändern der Kolke und entlang von Grüppen in der Hochfläche. Anscheinend bewirken Wellenschlag und/oder Wasserströmung dort eine Sauerstoffanreicherung, die eine verstärke Mineralisierung von Phosphaten nach sich zieht und damit den Gagelstrauch begünstigt. Untersuchungen ergaben, dass die morphologisch-physiologische Anpassung der Büschelwurzeln („cluster roots") neben dem Phosphatgehalt auch vom Sauerstoffgehalt im Boden abhängig ist (CROCKER & SCHWINTZER 1994). Diese Wurzelbüschel schließen durch Ausscheidung von organischen Säuren die unlöslichen Eisenphosphate auf und sind dabei durch die hohe Feinwurzeldichte gegenüber „herkömmlichen" Pflanzenwurzeln besonders effektiv. Damit ergeben sich aus der Kombination von erhöhten Sauerstoff- und Phosphatgehalten in den Torfen verbesserte Wuchsbedingungen für den Gagelstrauch.
Der Birkenwald zeigt schließlich noch mal eine ca. vierfache Steigerung gegenüber den Gagelbeständen und hebt sich damit (wie schon beim Stickstoff) sehr deutlich und statistisch signifikant von allen anderen Vegetationseinheiten ab. Als Hauptursache für die hohen Phosphatwerte im Birkenwald ist damit wiederum die Entwässerung zu nennen. Eine stärkere P-Freisetzung an den durch Entwässerung degenerierten Standorten entsteht durch eine Mineralisierung des Torfes, bei der die organisch gebundenen Phosphate in die leichter verfügbaren anorganischen Phosphate umgewandelt werden (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995).

3.3.1.3. Kalium

Kalium im Ökosystem Hochmoor

Kalium gelangt in die oberflächennahen Torfschichten über atmosphärischen Eintrag und durch kapillaren Aufstieg aus tieferen Schichten (DAMMAN 1986). Das im Bodenwasser gelöste, sehr mobile K^+-Ion wird direkt von den Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen und in die Biomasse eingebaut oder von der abgestorbenen Biomasse bzw. den daraus entstehenden Huminstoffen adsorbiert. Allerdings werden im sauren Milieu zweiwertige Kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+}) bevorzugt an die Torfkolloide gebunden (SCHEFFER 1994). In Folge der Zersetzung der Biomasse wird das Kalium rasch wieder freigesetzt und kann erneut aufgenommen werden. Bei der Verlagerung der Biomasse in tiefere Torfschichten wird dabei nur ein kleiner Teil des Kalium dauerhaft immobilisiert und damit dem Nährstoffkreislauf entzogen (DAMMAN

1978). Darüber hinaus finden im Torf geringfügige vertikale und laterale Auswaschungsvorgänge statt. Kalium wird nur von wenigen Autoren als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum angesehen (z. B. GOODMAN & PERKINS 1968b).

Ergebnisse

In Bezug auf die Kaliumgehalte liegen die Transekteinheiten 1, 2 und 4 mit Jahresmedianen von 0,49, 0,44 und 0,44 mg/mo in einem ähnlich niedrigen Bereich (Abb. 129). Darauf folgen die Gagelgebüsche und Bulten mit nur wenig höheren Jahresmedianen von 0,66 bzw. 0,81 mg/mo, deutlich abgesetzt schließlich der Birkenwald mit 1,82 mg/mo. Die Schwankungsbreite in den Median-Quartilwerten ist in bei den Schlenken und Pfeifengrasbeständen ähnlich gering, während die Schwingrasen eine etwas weitere Amplitude aufweisen und im Bereich der Gagelgebüsche und Bulten liegen. Der Birkenwald weist schließlich kaum Überschneidungen mit den Quartilwerten der übrigen Transekteinheiten auf.
Im Vergleich zu Stickstoff und Phosphat weisen die Kalium-Gehalte sehr große Median-Maxima auf. Dies ist allerdings auf einen extremen Anstieg der Kalium-Gehalte in allen Transekteinheiten in der Messung von Januar bis Februar 2005 zurückzuführen, bei dem die Werte ca. 6-20fach gegenüber der vorhergehenden Messperiode erhöht sind (s. III.3.3.1.4.). Dieses Phänomen ist auch bei Stickstoff und Phosphor zu beobachten, allerdings nicht in dieser Größenordnung. Der Verlauf der Maximalwerte am Transekt folgt auch nicht so deutlich dem der Jahresmediane, bei den anderen Nährstoffen war dieser Bezug stärker vorhanden.

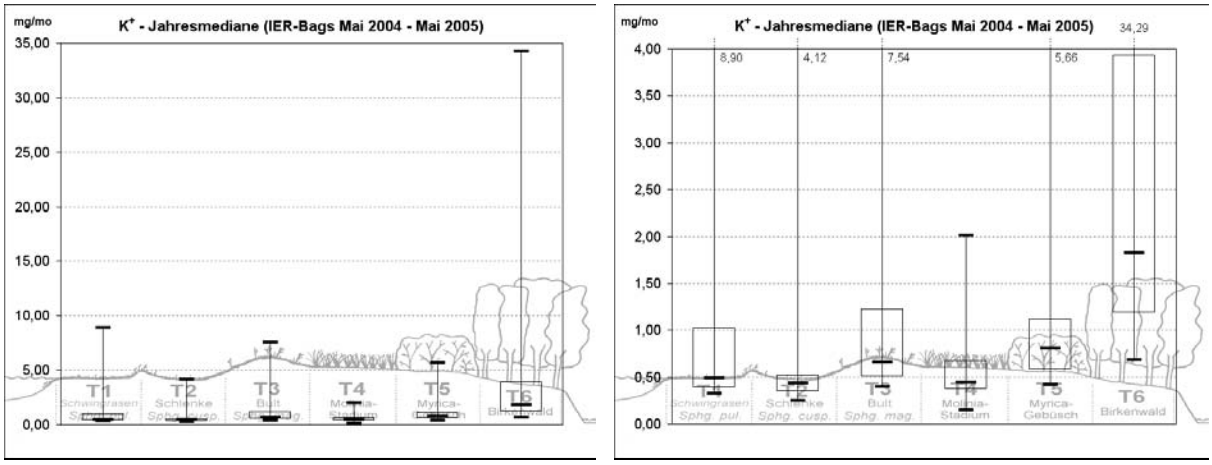


Abb. 129: Jahresmediane von K^+ mit vollständigen (links) und verkürzt (rechts) dargestellten Extremwerten. Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005 (Boxplots mit Jahresmedian, Quartilbereichen und Extremwerten) der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

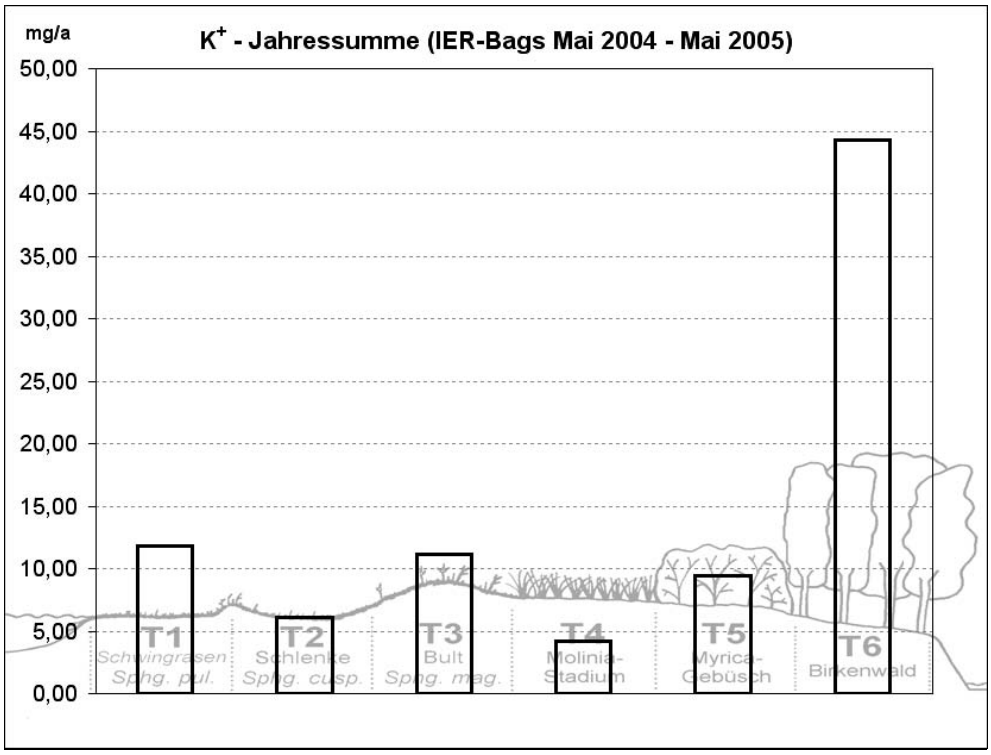


Abb. 130: Jahressummen von K^+ (Mediane) der Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005 der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

Die Median-Jahressummen folgen dem Verlauf der Median-Maximalwerte, da wie schon erwähnt die Werte aus der Messperiode Januar bis Februar 2005 extrem höher lagen als die der übrigen Messperiode und diese daher in der Summe nicht nennenswert ins Gewicht fallen (Abb. 130). Der Verlauf der K^+-Gehalte entlang des Transektes spiegelt daher vor allem die starke K^+-Freisetzung in den Wintermonaten wider. Diese vollzieht sich am stärksten im Birkenwald, der mit 44,24 mg/a auch hier die höchsten Werte aufweist. Danach folgen die Schwingrasen, die Bulte und das Gagelgebüsch, die mit 11,77, 11,13 und 9,42 mg/a in einem ähnlichen Bereich liegen. Niedrige K^+-Gehalte haben die Schlenken mit 6,11 mg/a, gefolgt von den Pfeifengrasbeständen mit den niedrigsten Werten von 4,15 mg/a.

Bei der statistischen Analyse der Einzelwerte ergeben sich zwischen Mai und Oktober 2004 und auch im März/April 2005 lediglich für den Birkenwald signifikante Unterschiede zu den übrigen Transekteinheiten, wie es sich auch bei den Jahresmedianen gezeigt hat (Tab. 24). Von November bis Februar ergeben sich hingegen deutlich verschiedene Werte auch zwischen den Schlenken, Bulten und Pfeifengrasbeständen. Dies bestätigt die relative Abstufung zwischen den Median-Jahressummen aus Abb. 130, die vorwiegend auf der Kaliumfreisetzung zu dieser Zeit beruht.

Tab. 24: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die Kaliumwerte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant bei $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Werte von Mai 2004 bis April 2005.

Transekt-einheiten		Mai-Jun	Jul-Aug	Sep-Okt	Nov-Dez	Jan-Feb	Mär-Apr
SPS	SCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	*
	MYG	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	*	*	*	*	*	*
SCS	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	(*)	(*)	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MYG	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	*	*	*	*	*	*
SMB	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SCS	n.s.	n.s.	n.s.	(*)	(*)	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*
	MYG	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	BIW	*	*	*	*	*	*
MOL	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	(*)
	SCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*
	MYG	n.s.	n.s.	n.s.	(*)	n.s.	*
	BIW	*	*	*	*	*	*
MYG	SPS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	SMB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	MOL	n.s.	n.s.	n.s.	(*)	n.s.	*
	BIW	*	*	*	*	*	*
BIW	SPS	*	*	*	*	*	*
	SCS	*	*	*	*	*	*
	SMB	*	*	*	*	*	*
	MOL	*	*	*	*	*	*
	MYG	*	*	*	*	*	*

p-Werte siehe Anhang.

Diskussion

In den Schwingrasen, Schlenken und Bulten, im Pfeifengras-Degenerationsstadium und in den Gagelgebüschen liegen die Kalium-Medianwerte insgesamt in einem sehr ähnlichen, niedrigen Bereich. Naturnahe Hochmoore haben generell niedrige Gehalte an Kalium. LÖTSCHERT & GIES (1973) fanden beispielsweise sehr geringe Kaliumgehalte von <1 ppm bei ihren Untersuchungen in süddeutschen Hochmooren. Da die Huminstoffe in anaeroben Bereich eine höhere Affinität gegenüber zweiwertigen Ionen haben und K^+ hingegen nur locker binden, wird Kalium zudem aus dem System auch leicht ausgewaschen (SCHEFFER 1994, KOPPISCH 2001). Dennoch stellt dieser Mineralstoff einen wachstumslimitierenden Faktor speziell

für die Phanerogamen dar (GOODMAN & PERKINS 1968b), während die Torfmoose durch den kapillaren Aufstieg und einen effizienten Ionenaustausch meist ausreichend mit K^+ versorgt werden.

Anders als bei den Phosphaten sind die trockeneren Bulte durch höhere Kaliumgehalte zumindest in der Median-Jahressumme etwas besser von den feuchteren Schlenken und Pfeifengrasbeständen abgesetzt. Im Gegensatz zum Ammonium kommt es im Untersuchungsgebiet beim Kalium nicht zu einer starken Akkumulation in den Schlenken, was die Untersuchungen von LÖTSCHERT & GIES 1973 und DAMMAN (1978) bestätigen. LÜTT (1992) kam allerdings zu gegenteiligen Ergebnissen, bei ihren Untersuchungen in Torfstichen Schleswig-Holsteins nahmen die Kaliumgehalte von den Schlenken zu den Bulten hin ab.

Wie bei den übrigen Messungen ist der Birkenwald deutlich und signifikant nach oben abgesetzt. Dies verdeutlicht erneut die extreme Entwässerung des Birkenwaldes gegenüber den beiden übrigen Degenerationsstadien, den Pfeifengrasbeständen und Gagelgebüschen. Diese beiden Vegetationseinheiten scheinen im Vergleich zum Birkenwald den naturnahen Moorwasserständen also noch wesentlich näher zu stehen.

Neben der verstärkten K-Freisetzung durch die entwässerungsbedingte Torfzersetzung kommen die erhöhten Kaliumgehalte in den Degenerationsstadien vielleicht auch dadurch zustande, dass unter aeroben Bedingungen das Ion im Boden besser gebunden und daher nicht so leicht ausgewaschen wird (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Allerdings setzt diese Annahme auch voraus, dass dies durch die Ionenaustauscher nachweisbar wäre, was unwahrscheinlich ist, da die Ionenaufnahme der Austauscher passiv ist.

Insgesamt muss man sagen, dass die Mechanismen und Zusammenhänge der Dynamik und Pflanzenverfügbarkeit von Kalium im Gegensatz zu N und P noch wenig untersucht und verstanden sind (VENTERINK et al. 2002).

3.3.1.4. Jahresdynamik der Mineralstoffe in den Bodenprobestellen

Zum Abschluss der Betrachtung der Hauptnährstoffe wird deren Jahresdynamik an den Transektstandorten dargestellt (Abb. 131-134). Dazu wurden die Mediane der Einzelmessungen der Transekteinheit im Jahresverlauf der achtwöchigen Messperioden gebildet und einander gegenübergestellt. Die einzelnen Verläufe der Mineralstoffgehalte für jeden Standort einzeln darzustellen und zu diskutieren würde im Rahmen dieser Arbeit allerdings zu weit führen. Daher werden an dieser Stelle nur die grundsätzlichen Tendenzen beschrieben und einzelne Auffälligkeiten herausgestellt.

Grundsätzlich betrachtet ergibt sich ein ähnlicher Verlauf der Mediane der Mineralstoffgehalte an den Transekteinheiten während der Untersuchungsperiode von Mai 2004 bis Mai 2005. Zunächst weisen die meisten Standorte im Frühjahr geringe Gehalte auf, die dann im Verlauf des Sommers leicht ansteigen oder in etwa gleich bleiben. Zum Herbst hin kommt es dann zu einem leichten Anstieg der Werte, gefolgt von einem sehr starken Anstieg in den Wintermonaten. Dieser ist aber nur kurzfristig, so dass schon im Frühjahr wieder überwiegend niedrige Gehalte vorherrschen. Diese generellen Tendenzen lassen sich auf grundlegende Vorgänge an den Standorten zurückführen, die hauptsächlich vom Wechselspiel der Faktoren Temperatur, Wasserhaushalt, Mineralisation und Aufnahme durch die Vegetation bestimmt werden (s. o.). So zeigen sich im Frühjahr bei noch relativ geringer Evapotranspiration und noch relativ niedrigen Temperaturen zunächst geringe Gehalte, was wohl auf eine Kombination von erhöhter Auswaschung, relativ geringer Mineralisation und verstärkter Aufnahme durch die Pflanzen zu Beginn der Vegetationsperiode zurückzuführen ist.

Mit steigenden Temperaturen, steigender Evapotranspiration und dadurch bedingter zunehmender Austrocknung im Sommer steigt dann auch die Mineralisationsrate, was sich allerdings nur bei Ammonium deutlich bemerkbar macht. Die übrigen Nährstoffe hingegen zeigen nur wenig Veränderungen (Nitrat, Kalium) oder sogar sinkende Gehalte (Phosphat). Dies ist vermutlich hauptsächlich auf eine starke Aufnahme durch die Pflanzen während der Vegetationsperiode zurückzuführen, welche der stärkeren Mineralisation entgegenwirkt. Da zu dieser Zeit auch die höchsten Niederschläge zu verzeichnen sind (Abb. 131), ist zudem von einer Auswaschung dieser Nährstoffe auszugehen. Zum Herbst hin steigen die Gehalte an den meisten Standorten wieder, da mit den abnehmenden Niederschlägen die Wassergehalte sinken und andererseits zum Ende der Vegetationsperiode die Aufnahme durch die Pflanzen abnimmt, was einen „Eindickungseffekt" zur Folge hat (BERTRAM 1988). Vermutlich spielen dabei auch die Seneszenzerscheinungen der Vegetation, die eine verstärkte Nachlieferung von toter organischer Substanz in den Akrotelm zur Folge haben und dadurch eine stärkere Mineralisation ermöglichen, eine große Rolle.

Der extreme Anstieg in den Gehalten im Winter ist dann anscheinend auf eine sehr starke Freisetzung durch abwechselndes Gefrieren und Auftauen zurückzuführen. Dieser Vorgang trägt in hohem Maße zum Aufschluss der organischen Substanz im Boden bei, was sich in hohen Mineralisationsraten äußert, da die betreffenden Mikroorganismen auch schon bei relativ niedrigen Temperaturen aktiv werden (COLLINS et al. 1978), während das Ionenaustauschvermögen der Torfmoose stark eingeschränkt ist (GIES & LÖTSCHERT 1973). Eine ähnliche Freisetzung von Mineralstoffen durch Frosteinwirkung beobachteten beispielsweise SAEBØ (1969), GIES & LÖTSCHERT (1973) und KOERSELMANN et al. (1993).

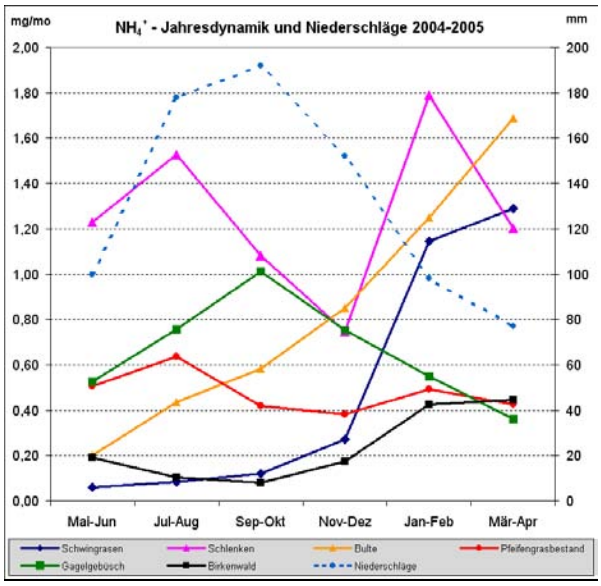


Abb. 131: Jahresdynamik von NH_4^+ im NSG Lengener Meer, Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005 und Niederschläge in mm, Daten vom NLWKN Aurich, Messstelle Stapelermoor.

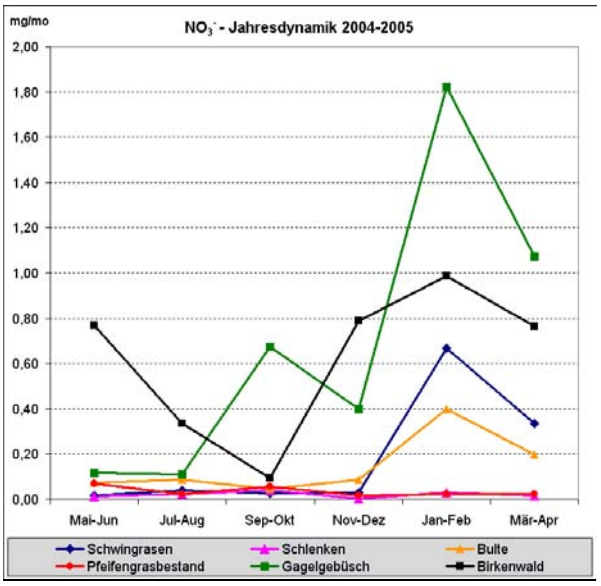


Abb. 132: Jahresdynamik von NO_3^- im NSG Lengener Meer, Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005.

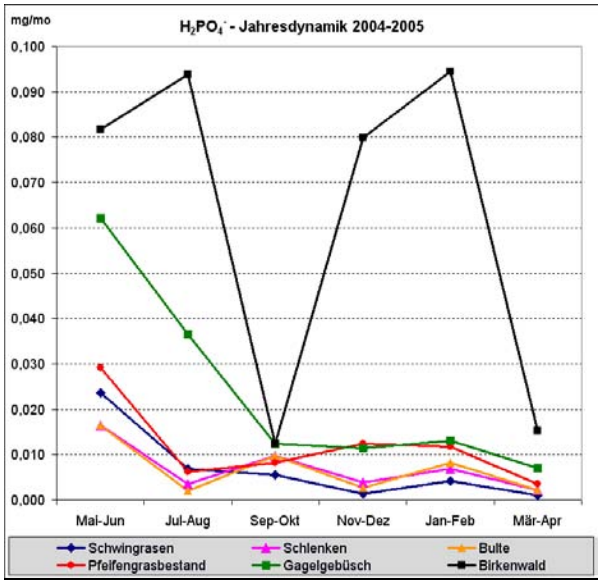


Abb. 133: Jahresdynamik von $H_2PO_4^-$ im NSG Lengener Meer, Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005.

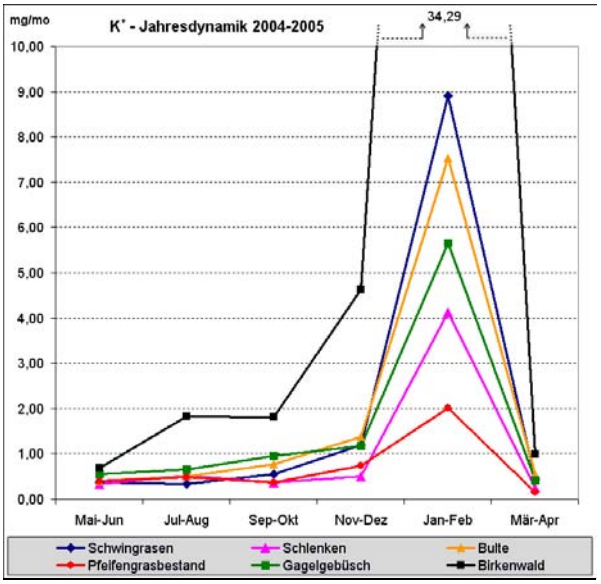


Abb. 134: Jahresdynamik von K^+ im NSG Lengener Meer, Ionenaustauscher-Langzeitmessung 2004-2005.

Der Anstieg ist aber nur von kurzer Dauer, denn schon ab März sind an den meisten Standorten wieder sehr niedrige Gehalte zu finden. Diese teilweise starke Abnahme der Nährstoffgehalte ist wohl auf die sofortige Aufnahme der freigesetzten Nährstoffe durch Torfmoose und höhere Pflanzen und auf eine Immobilisierung durch Mikroorganismen zurückzuführen (vgl. BERTRAM 1988). Anscheinend beginnen diese Vorgänge unmittelbar nach dem Auftauen des Bodens.

Darüber hinaus spielt sicherlich auch die Auswaschung eine Rolle, denn obwohl zu dieser Zeit nur geringe Niederschläge auftreten, sind aufgrund der geringen Evapotranspiration bei noch relativ niedrigen Temperaturen zu dieser Zeit noch hohe Wassergehalte im Boden vorhanden. Eine Auswaschung erfolgt auf Hochmooren vorwiegend lateral durch oberflächliche Abflüsse und durch Wasserströmung in den oberen Torfschichten. Der vertikale Abfluss ist hingegen geringer, da mit zunehmender Tiefe die Durchlässigkeit der Torfe stark abnimmt und der untenliegende Schwarztorf nahezu eine Stauschicht darstellt (BADEN & EGGELSMANN 1964, EDOM 2001).

Bemerkenswert ist die starke Nitratanreicherung an den Gagelstandorten im Winter, die fast doppelt so hoch ist wie im Birkenwald. Dies verdeutlicht, dass insbesondere die Frostwechselprozesse im Januar und Februar die Freisetzung des in den Wurzelknöllchen fixierten Stickstoffs fördern. Vermutlich wird dabei der Stickstoff der seneszenten diesjährigen Zellen der Wurzelknöllchen aufgeschlossen und gelangt dadurch in den Boden (SKENE et al. 2000). Da ein Anstieg der Ammoniumgehalte zu diesem Zeitpunkt nicht festzustellen ist, erfolgt während oder kurz nach der Freisetzung anscheinend eine Umwandlung des bei der Stickstofffixierung gebildeten Ammoniums zu Nitrat (TAIZ & ZEIGER 2000). Ein weiterer, geringerer Anstieg der Nitrat- und Ammoniumwerte erfolgt im September bis Oktober. Eventuell ist dies auf den Blattfall zurückzuführen, bei dem die in den Blättern gespeicherten Stickstoffverbindungen allerdings sehr rasch ausgewaschen oder ammonifiziert und dann nitrifiziert worden sein müssen. Stickstofffixierende Pflanzen ziehen im Herbst nicht in dem Maße ihre Stickstoffverbindungen aus den Blättern zurück wie andere Pflanzen, daher spricht für die Blattfalltheorie, dass an den anderen Standorten zu diesem Zeitpunkt kein Anstieg zu verzeichnen ist.

Eine allgemeingültige Abhängigkeit der Mineralstoffgehalte von den Niederschlägen lässt sich nicht finden (Tab. 36, S. 224). Lediglich im Spätsommer und Herbst ist eine Tendenz zu steigenden Werten bei abnehmenden Niederschlägen bis zur Freisetzung im Januar/Februar feststellbar. Allerdings liegen danach die Gehalte bei den niedrigsten Niederschlagsmengen im Frühjahr wieder deutlich niedriger. Daher ist anzunehmen, dass nach der Frostperiode bis zum Sommer die standortspezifischen Faktoren den Einfluss der Niederschläge überlagern und erst ab dem Spätsommer die Niederschläge stärker auf die Ionengehalte einwirken (BERTRAM 1988).

Ein Vergleich der Ergebnisse vom Lengener Meer mit Literaturdaten ist aufgrund der unterschiedlichen Methodik und des abweichenden Verlaufs der Niederschläge schwierig. Die Jahresdynamik der Mineralstoffe in Hochmooren wurde u. a. von GIES & LÖTSCHERT (1973), HÖLZER (1977), BERTRAM (1988) und TWENHÖVEN (1992) untersucht. Deutliche Gemeinsamkeiten mit den Ergebnissen vom Lengener Meer konnten dabei nicht festgestellt werden. Allerdings

wurden bei diesen Untersuchungen ausschließlich aktuelle Gehalte gemessen, die dadurch sehr stark von temporären Niederschlagsereignissen beeinflusst waren. GIES & LÖTSCHERT (1973) stellten beispielsweise fest, dass die klimatischen Faktoren zu bestimmten Zeiten die Unterschiede zwischen den Standorten überdeckten. Solche kurzfristigen Effekte werden durch die Langzeitmessung mit den Ionenaustauschern besser ausgeglichen.

3.3.1.5. Nährstoffhaushalt des Schwingrasens des Lengener Meeres

Neben der Analyse der Mineralstoffgehalte und anderer Bodenparameter entlang des Transektes wurden zusätzlich drei Probestellen im Schwingrasen des Lengener Meeres eingerichtet (Abb. 123, S. 175). Aufgrund der Vegetationszusammensetzung des Schwingrasens des Lengener Meeres ist dort eine deutliche Eutrophierung zu vermuten (s. III.2.2.1.1.), was anhand der folgenden Ergebnisse überprüft wird.

Schon ein erster Blick auf die Ergebnisse bestätigt diese Vermutung. Bis auf die Nitratwerte weisen alle Nährstoffgehalte im Schwingrasen des Lengener Meeres ein Vielfaches der Werte der Schwingrasen der übrigen Kolke auf (Tab. 25). Dabei liegen die Werte von NH_4^+, $H_2PO_4^-$ und K^+ im Schwingrasen des Lengener Meeres ca. fünfmal höher als in den Schwingrasen der anderen beprobten Kolke. Diese Unterschiede sind statistisch signifikant, z. T. sogar hochsignifikant (Tab. 26). Lediglich die Werte von Nitrat sind in etwa gleich, was allerdings auf die hohen Wasserstände an beiden Standorten zurückzuführen ist, die bewirken, dass der Stickstoff in den Schwingrasen hauptsächlich als Ammonium vorliegt (s. III.3.3.1.1.). Der Verlandungs-Schwingrasen des Lengener Meeres mit Dominanz von *Sphagnum fallax* und *Juncus effusus* kann daher auch anhand der Mineralstoffgehalte im Vergleich mit den naturnahen Schwingrasen der kleineren Kolke eindeutig als stark eutrophiert eingestuft werden.

Tab. 25: Mineralstoffgehalte im Schwingrasen vom Lengener Meer und in den Schwingrasen der Kolke I & II und vom Muddermeer (Mediane, n=9), Mai bis August 2004.

	Kolke Mai-Juni	Kolke Juli-Aug.	Kolke Summe	L. Meer Mai-Juni	L. Meer Juli-Aug.	L. Meer Summe	V*
NH_4^+ (mg/mo)	0,06	0,08	0,14	0,29	0,38	0,67	4,8
NO_3^- (mg/mo)	0,02	0,04	0,06	0,05	0,00	0,05	0,8
$H_2PO_4^-$ (mg/mo)	0,024	0,007	0,031	0,048	0,126	0,174	5,6
K^+ (mg/mo)	0,38	0,33	0,71	1,79	1,39	3,18	4,5

* V: Verhältnis der Werte vom Lengener Meer und den Kolken (Summen).

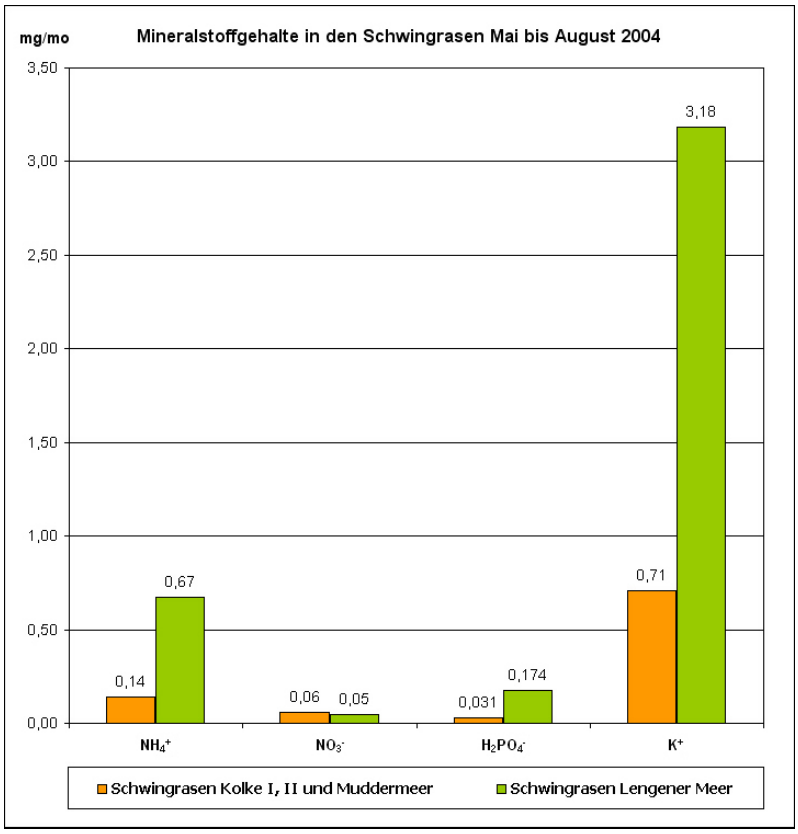


Abb. 135: Mineralstoffgehalte im Schwingrasen vom Lengener Meer und in den Schwingrasen der Kolke I & II und vom Muddermeer, Summe von zwei Messperioden (Mediane) Mai bis August 2004.

Tab. 26: Ergebnisse des T-Tests in Bezug auf die Mineralstoffgehalte der Schwingrasen der Kolke und die des Lengener Meeres in 2004. Angegeben ist der Signifikanzwert p. Bei Nitrat war im Juni-August keine Berechnung möglich, da im Schwingrasen des Lengener Meeres keine Nitratgehalte gemessen wurden (k. b.).

	Mai-Juni	Juni-Aug.
NH_4^+	0,041	0,051
NO_3^-	0,032	k. b.
$H_2PO_4^-$	0,008	0,001
K^+	0,000	0,009

Auch in der Literatur werden *Sphagnum fallax* und *Juncus effusus* als Nährstoffzeiger angesehen (z. B. ELLENBERG 1996, DIERSSEN 1996). Ähnlich deutliche Unterschiede zwischen Standorten mit *Sphagnum fallax* und *Sphagnum cuspidatum* in Bezug auf die Ammonium- und Phosphatgehalte fand beispielsweise auch BERTRAM (1988). In einem Vergleich der Nettomineralisationsraten (Ammonium) an Standorten mit *Sph. fallax* und *Sph. magellanicum* fand TWENHÖVEN (1992) ebenfalls deutlich höhere Werte bei ersterer Art, die darüber hinaus auch eine um über 100 % höhere Verdunstungsrate aufwies. Dies macht sie erheblich konkurrenzkräftiger gegenüber den ombrotrophen Torfmoosen, was das großflächige Verschwinden dieser Arten im Schwingrasen des Lengener Meeres erklärt.

Für die Ursache der Eutrophierung gibt es zunächst keine eindeutige Erklärung. Sicherlich haben bereits die ersten Entwässerungsversuche in den 1930er dazu beigetragen, dass in diesem Bereich der Moorwasserspiegel abgesenkt und eine Sauerstoffanreicherung durch die dadurch einsetzende Wasserbewegung stattfand (s. Anhang zu II.). Dies hat wahrscheinlich wiederum eine verstärkte Mineralisation im Schwingrasen bewirkt. Angesichts der drei tiefen Gräben, die in alle Richtungen tief in den Verlandungsbereich des Lengener Meeres hineingetrieben wurden, ist eine Beeinflussung des gesamten Schwingrasens zu vermuten (s. IV.2.2.1.). Darüber hinaus war das Entleeren des Meeres zur Bergung der zuvor versenkten Munition unmittelbar nach dem Zweiten Weltkrieg ein drastischer Einschnitt in das Ökosystem. Über die Dauer dieser Entwässerung konnte nichts in Erfahrung gebracht werden, eine starke Entwässerung und darauf folgende starke Mineralisation hat sich aber vermutlich schon nach wenigen Tagen eingestellt. Falls sich die Bergung über mehrere Wochen erstreckt hat ist der Einfluss dieser Maßnahme als Hauptfaktor für die Eutrophierung zu beurteilen, zumal die Wiederauffüllung allein durch das Regenwasser geschah und dies sicherlich eine lange Zeit in Anspruch genommen hat.

Abgesehen von diesen direkten anthropogenen Eingriffen in den Standort kann lokal eventuell auch eine Eutrophierung durch Vogelkot eine Rolle spielen, da das Lengener Meer ganzjährig von einer großen Zahl von Wasservögeln aufgesucht wird. So beobachteten MÜLLER (1973) und HÖLZER (1977) in von Vögeln stark frequentierten Bereichen an Kolkufern erhöhte Kalium- und Ammoniumgehalte, die sie auf eine Mineralisation von Vogelkot zurückführten.

Darüber hinaus mag auch die starke Ausbreitung des Gagelstrauchs in diesem Bereich zur Stickstoffanreicherung beitragen (s. III.3.3.1.1.). Allerdings ist dies ein sekundäres Phänomen, da die naturnahen Schwingrasen nur zwergwüchsige Exemplare der Art aufweisen. Der Gagelstrauch hat sich demnach erst als Folge der Entwässerung und Eutrophierung so stark ausgebreitet, trägt allerdings seitdem zur weiteren Eutrophierung maßgeblich bei.

Eine Sukzession aufgrund der atmosphärischen Deposition kann hingegen als Hauptfaktor weitgehend ausgeschlossen werden, da die übrigen Schwingrasen im Gebiet keine Artenverschiebung zugunsten von *Sphagnum fallax* und *Juncus effusus* aufweisen. Allerdings können vor allem die Stickstoffeinträge bei diesen Prozessen eine verstärkende Wirkung gehabt haben (s. III.3.3.4.3.).

3.3.1.6. Evaluation der Ionenaustauschermethode

Zum Abschluss der Ergebnisse der Mineralstoffanalysen mit Hilfe von Ionenaustauscherharzen soll diese Methode anhand der gewonnenen Erkenntnisse bewertet werden.
Für die Methode spricht zunächst die wenig destruktive Probennahme. Da die Austauscherbeutel immer wieder in dieselbe Öffnung am Standort eingebracht werden, kommt es nur zu einer leichten Störung der empfindlichen Hochmoorstandorte. Wären entsprechende Untersuchungen mit den klassischen Methoden der Entnahme von Bodenproben oder der Inkubation von Bodenproben zur Bestimmung der Netto-Mineralisierung (RUNGE 1970) durchgeführt worden, hätten die zahlreichen Beprobungen eine erhebliche Störung der Standorte bedeutet. Der schmale Einstich für die Austauscherbeutel ist hingegen vermutlich schon nach wenigen Wochen wieder zugewachsen.
Auch in Hinblick auf die Erfassung der Mineralstoffgehalte der Standorte ist die IER-Bag-Methode den herkömmlichen Methoden in mancher Hinsicht überlegen. Das Problem bei der Analyse von Bodenproben ist, dass die Ergebnisse immer nur den Zeitpunkt der Probennahme abbilden und somit kurzfristige Ereignisse wie starker Regen oder starke Trockenheit die Daten im Vergleich zum längerfristigen Mittel sehr stark verfälschen können. So wäre beispielsweise die Unbeständigkeit von Nitrat unter stark sauren Bedingungen oder die schnelle Aufnahme von mineralisierten oder atmosphärisch eingetragenen Ionen durch die Pflanzenwurzeln und Torfmoose zu nennen (TWENHÖVEN 1992). Diese Kurzzeiteffekte wirken sich durch die lange Expositionsdauer der Austauscherbeutel im Bereich der Pflanzenwurzeln nicht so gravierend aus. Zudem können durch die Bildung von Jahressummen und -mitteln jahreszeitliche Effekte weitgehend reduziert werden.
Dies ist gewiss ähnlich gut mit der klassischen Inkubationsmethode möglich, doch bietet diese Methode neben der größeren Destruktivität auch den Nachteil, dass mit der Inkubation die Bodenprobe von äußeren Prozessen wie perkolierendem Bodenwasser oder Nährstoffeinträgen durch die Luft ausgeschlossen wird. Daher erfasst die Inkubationsmethode zwar die mineralisierten Nährstoffmengen, die tatsächlich im Wurzelraum der Pflanzen verfügbaren Mineralstoffe im Untersuchungszeitraum werden aber durch die frei dem Bodenwasser ausgesetzten Ionenaustauscher wesentlich vollständiger erfasst.

Diesen eindeutigen Vorteilen stehen allerdings auch einige nicht unerhebliche Nachteile gegenüber. Die Berechnung der Werte in mg/mo lässt keinen Vergleich der Daten mit Ergebnissen zu, die mit anderen Methoden erzielt wurden. Da Boden oder Bodenwasser nicht direkt analysiert wird, ist ein Bezug auf Masse oder Volumen nicht möglich (s. III.3.2.3.4).

Darüber hinaus verhindert die unterschiedliche Affinität der Austauscherharze zu verschiedenen Ionen die Berechnung von Ionenverhältnissen wie N:P oder die Addition von NH_4^+ und NO_3^- zu N_t. Vergleiche mit klassischen Methoden sind auch deshalb schwierig, da die Methoden in der Literatur meist nicht einheitlich und oft nur sehr oberflächlich beschrieben sind. Darüber hinaus schwanken auch die Bezugsgrößen, teilweise beziehen sie sich auf feuchten, teilweise auf trockenen Torf, so dass zur angemessenen Vergleichbarkeit die Kenntnis der entsprechenden Wassergehalte unerlässlich ist. Letztlich weisen die Literaturwerte selbst für naturnahe Hochmoore so starke Unterschiede auf, die einen Vergleich räumlich getrennter Hochmoore fast unmöglich machen (LÖTSCHERT & GIES 1973, GROSSE-BRAUCKMANN 1975, KUSEL-FETZMANN 1982). Für die vorliegenden Untersuchungen stellten diese Hindernisse jedoch kein größeres Problem dar, da die durchgeführte Transektanalyse vor allem auf Vergleiche zwischen den Probestellen im Untersuchungsgebiet abzielte. Für diese Art von Fragestellung zeigte sich die Ionenaustauschermethode als gut geeignet.

Die Varianzanalyse (ANOVA) der Messergebnisse gab ein uneinheitliches Bild. Einige in den Jahresmedianen und Median-Jahresummen deutlich heraustretende Unterschiede konnten durch diesen Test nicht als statistisch signifikant abgesichert werden. Dies ist vermutlich auf die relativ geringe Stichprobenzahl von n=9 zurückzuführen, die offensichtlich der starken Heterogenität der Standorte nicht in allen Fällen gerecht werden konnte. Für zukünftige Untersuchungen in Hochmooren wird daher eine höhere Stichprobenanzahl pro Untersuchungseinheit empfohlen.
Zur Überprüfung der Stichhaltigkeit der Daten, vor allem in Bezug auf die Legitimität der Anwendung von Medianen, wurde zusätzlich eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Dazu wurden die Mediane aller Transekteinheiten einer Messperiode gegenüber denen der anderen Messperioden auf lineare Korrelation getestet. Damit sollte überprüft werden, ob die Mediane der verschiedenen Messperioden in ihrem Verlauf am Transekt miteinander vergleichbar sind (Tab. 27). Es zeigt sich, dass viele Datenreihen eine hohe Korrelation aufweisen, die teilweise sogar über einem Korrelationskoeffizienten von 0,95 liegen und damit als sehr hoch angesehen werden können. Insbesondere Kalium weist zwischen allen Messperioden eine hohe Korrelation auf, auch beim Phosphat sind bis auf die Messperiode September-Oktober alle Mediane hoch bis sogar perfekt korreliert.
Bei den Stickstoffwerten ergibt sich ein weniger eindeutiges Bild. Hohe Korrelationen zeigen bei Ammonium die Mediane von Mai bis Oktober und teilweise auch bis Dezember 2004, während zwischen Januar und April 2004 nur schwache bis gar keine Korrelationen vorliegen. Betrachtet man die Jahresdynamik der Nährstoffe sind der Grund dafür mit großer Wahrscheinlichkeit die in diesem Zeitraum stark abweichenden Ammoniumgehalte der

Schwingrasen und Bulten. Entgegen dem Trend der übrigen Transekteinheiten erreicht dort die Frostfreisetzung nicht im Januar-Februar ihren Höhepunkt, sondern steigt im März-April 2005 noch weiter an (s. III.3.3.1.4.), so dass zwischen Januar und April keine Korrelation zu den Werten der übrigen Zeiträumen besteht.

Auch beim Nitrat lassen sich Zusammenhänge zwischen fehlender Korrelation und dem abweichenden Verhalten von einzelnen Transekteinheiten im Jahresverlauf finden. So verhindern beispielsweise die niedrigen Nitratwerte des Birkenwaldes und die hohen Werte der Gagelgebüsche im September-Oktober 2004 eine hohe Korrelation der Mediane während dieser Messperiode.

Tab. 27: Korrelationsmatrix der Mediane aller Transekteinheiten einer Messperiode. Dargestellt ist der Korrelationskoeffizient nach Pearson. Werte ab 0,75 werden als starke Korrelation gedeutet (fett gedruckt).

		Mai-Jun	Jul-Aug	Sep-Okt	Nov-Dez	Jan-Feb	Mär-Apr
NH_4^+	**Mai-Jun**	-	**0,98**	**0,80**	0,48	0,50	-0,05
	Jul-Aug	**0,98**	-	**0,88**	0,63	0,56	0,05
	Sep-Okt	**0,80**	**0,88**	-	**0,85**	0,42	0,04
	Nov-Dez	0,48	0,63	**0,85**	-	0,50	0,41
	Jan-Feb	0,50	0,56	0,42	0,50	-	**0,81**
	Mär-Apr	-0,05	0,05	0,04	0,41	**0,81**	-
NO_3^-	**Mai-Jun**	-	**0,98**	-0,02	**0,93**	0,32	0,49
	Jul-Aug	**0,98**	-	0,11	**0,96**	0,47	0,62
	Sep-Okt	-0,02	0,11	-	0,35	**0,86**	**0,81**
	Nov-Dez	**0,93**	**0,96**	0,35	-	0,64	**0,78**
	Jan-Feb	0,32	0,47	**0,86**	0,64	-	**0,98**
	Mär-Apr	0,49	0,62	**0,81**	**0,78**	**0,98**	-
$H_2PO_4^-$	**Mai-Jun**	-	**0,95**	0,73	**0,84**	**0,82**	**0,95**
	Jul-Aug	**0,95**	-	0,68	**0,95**	**0,95**	**0,99**
	Sep-Okt	0,73	0,68	-	0,58	0,57	**0,75**
	Nov-Dez	**0,84**	**0,95**	0,58	-	**1,00**	**0,96**
	Jan-Feb	**0,82**	**0,95**	0,57	**1,00**	-	**0,95**
	Mär-Apr	**0,95**	**0,99**	**0,75**	**0,96**	**0,95**	-
K^+	**Mai-Jun**	-	**0,88**	**0,94**	**0,86**	**0,81**	**0,79**
	Jul-Aug	**0,88**	-	**0,93**	**0,96**	**0,94**	**0,85**
	Sep-Okt	**0,94**	**0,93**	-	**0,96**	**0,93**	**0,95**
	Nov-Dez	**0,86**	**0,96**	**0,96**	-	**0,99**	**0,94**
	Jan-Feb	**0,81**	**0,94**	**0,93**	**0,99**	-	**0,94**
	Mär-Apr	**0,79**	**0,85**	**0,95**	**0,94**	**0,94**	-

Tab. 28: Korrelationsmatrix der Jahresmediane der Ionen aller Transekteinheiten. Dargestellt ist der Korrelationskoeffizient nach Pearson. Werte ab 0,75 werden als starke Korrelation gedeutet (fett gedruckt).

	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
NH_4^+	-	-0,39	-0,50	-0,48
NO_3^-	-0,39	-	**0,83**	**0,91**
$H_2PO_4^-$	-0,50	**0,83**	-	**0,97**
K^+	-0,48	**0,91**	**0,97**	-

Betrachtet man zusätzlich die Korrelation der Median-Jahressummen der analysierten Ionen, so ergibt sich zwischen Nitrat, Phosphat und Kalium ein hoher Korrelationskoeffizient (Tab. 28). Damit zeigt sich, dass der Verlauf der Mineralstoffgehalte am Transekt in Bezug auf diese Ionen sehr ähnlich ist. Lediglich Ammonium verhält sich demgegenüber gegenläufig, was auf die Akkumulation in den Schlenken und die Umwandlung zu Nitrat bei zunehmender Durchlüftung am Transekt zurückzuführen ist.
Die Korrelationsanalyse zeigt also, dass insgesamt ein hoher Zusammenhang zwischen den Medianen der einzelnen Messperioden besteht, sofern nicht nachvollziehbare temporäre Ereignisse und ionenspezifische Besonderheiten dies verhindern. Dies spricht für eine hohe Datenqualität und eine hohe Aussagekraft der Mediane.

Alles in allem kann man daher sagen, dass die Ionenaustauschermethode für die vorliegende Fragestellung einer Transektanalyse gut geeignet ist und gegenüber klassischen Methoden einige Vorteile aufweist. Diesen Vorzügen stehen einige Nachteile gegenüber, die vor einer Anwendung der Ionenaustauscher gründlich abgewägt werden sollten.

3.3.1.7. Zusammenfassung der Mineralstoffdynamik

Die Ergebnisse der Mineralstoffmessungen entlang des Transektes zeigen einige deutliche Tendenzen. Bei den meisten Messungen zeigte sich, dass insbesondere die naturnahen Vegetationseinheiten der Schwingrasen und Schlenken durch geringe Gehalte an Nährstoffen gekennzeichnet sind, während die etwas stärker durchlüfteten Bulten tendenziell etwas höhere Werte aufweisen. Beim Degenerationsstadium der Pfeifengrasbestände zeigen sich entgegen den Erwartungen überwiegend niedrige Mineralstoffgehalte, die vermutlich auf eine starke Aufnahme durch dieses produktive Gras mit seinem großen Wurzelsystem zurückzuführen ist. Bis auf die Kaliumwerte heben sich die Gagelgebüsche deutlich von den vorgenannten Transekteinheiten ab, insbesondere die sehr hohen Stickstoffwerte lassen auf eine Anreicherung der Standorte durch den symbiotisch fixierten Luftstickstoff schließen. Der Birkenwald weist demgegenüber noch extremere Nährstoffgehalte auf, die auf die starke Entwässerung dieser Transekteinheit und die damit verbundene Mineralisation der Torfe zurückzuführen sind. Eventuell wird dies durch die „Pumpwirkung" der tief reichenden Gehölzwurzeln noch verstärkt. Im Jahresverlauf der Mineralstoffgehalte zeigt sich bei allen Ionen eine starke Freisetzung in den Wintermonaten, die auf Frostwechselprozesse zurückzuführen ist.

Ein Vergleich des Schwingrasens des Lengener Meeres mit den Schwingrasen von zwei anderen Kolken zeigt ca. fünffach erhöhte Mineralstoffgehalte und damit eine deutliche Eutrophierung des Schwingrasens am Westufer des Lengener Meeres.

3.3.2. Weitere Bodenparameter (klassische Methoden)

3.3.2.1. pH-Werte

Die pH-Werte spiegeln am Transekt die abnehmende Bodenfeuchte und die damit einhergehende Degeneration der natürlichen Pflanzengesellschaften wider. Allerdings verhält es sich bei der Azidität im Vergleich zu den Mineralstoffgehalten umgekehrt, die nassen Schwingrasen und Schlenken weisen im Median mit 3,6 bzw. 3,5 die höchsten pH-Werte auf, während die Bulten und Degenerationsstadien demgegenüber leicht bis stark erniedrigte pH-Werte aufweisen (Abb. 136). Indes ergaben die statistischen Tests nur für die Schwingrasen signifikante Unterschiede zu den übrigen Einheiten (Tab. 29). Dabei liegen die Werte der Bulte, Pfeifengrasstadien und Gagelgebüsche in einem sehr ähnlichen pH-Bereich um pH 3,4 und weisen keine signifikanten Unterschiede auf. Die Werte des Birkenwaldes sind wiederum mit einem Median von 3,1 deutlich nach unten abgesetzt, was auch in den statistischen Tests bestätigt werden konnte.

Ähnlich niedrige pH-Werte in entwässerten Hochmooren mit Birkenbeständen fand WAGNER (1994) in Schleswig-Holstein. Die Abnahme der pH-Werte bei Entwässerung ist auf die Bildung von organischen Säuren bei der Zersetzung der organischen Substanz zu Huminstoffen und die Oxidation von H_2S zu H_2SO_4 durch Bakterien zurückzuführen (COLLINS et al. 1978, GORHAM et al. 1985). Damit zeigt sich auch bei den pH-Werten die deutlich abgesetzte Stellung des Birkenwaldes, die erneut die sehr starke Entwässerung dieses Standortes belegt. Die pH-Werte der Pfeifengrasbestände und Gagelgebüsche liegen hingegen auf dem Niveau der Bulten, die in den naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen die trockensten Bereiche darstellen.

Insgesamt liegen die pH-Werte in einem stark sauren Bereich, wie er für ombrotrophe Moore typisch ist (LÖTSCHERT & GIES 1973). Damit erweisen sich alle Probestellen in Bezug auf die pH-Werte als echte Hochmoorstandorte.

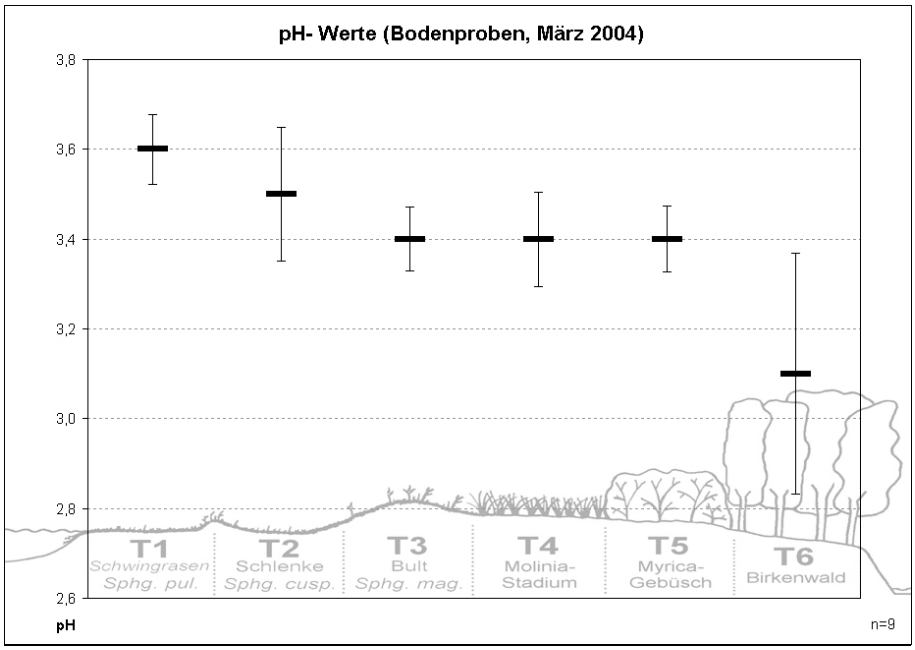


Abb. 136: pH-Werte in den Bodenproben vom März 2004 (Mediane und Stabw) der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

Tab. 29: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die pH-Werte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant, $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004.

	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
SPS	-	*	*	*	*	*
SCS	*	-	n.s.	n.s.	n.s.	*
SMB	*	n.s.	-	n.s.	n.s.	*
MOL	*	n.s.	n.s.	-	n.s.	*
MYG	*	n.s.	n.s.	n.s.	-	*
BIW	*	*	*	*	(*)	-

p-Werte siehe Anhang.

3.3.2.2. Wassergehalte

Die Wassergehalte und die maximale Wasserkapazität (Feldkapazität, „MWK") folgen ebenfalls dem bisherigen Trend am Transekt. Schwingrasen und Schlenken weisen mit 95,5 und 94,2 % die höchsten Mittelwerte der MWK auf und zeigen damit, dass die Torfe am feuchtesten Ende des Transektes auch die größten Wasserhaltekräfte besitzen (Abb. 137). Danach

folgen Pfeifengrasstadium und Gagelgebüsch mit Mittelwerten von 93,1 bzw. 92,0 %, während die naturnäheren Bulten mit 88,6 % noch etwas darunter liegen. Statistisch signifikant sind diese Unterschiede allerdings nur bei den Bulten, während Schwingrasen, Schlenken, *Molinia*-Stadien und *Myrica*-Gebüsche keine signifikant unterschiedlichen Werte aufweisen (Tab. 30).

Die niedrige Wasserkapazität der Bulten ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass sie aus schwach zersetzten Pflanzenresten mit einem größeren Anteil an Grobporen bestehen, die das Wasser entgegen der Schwerkraft nicht so gut halten können. Bei den Böden unter den Pfeifengrashorsten und Gagelsträuchern handelt es sich hingegen um stärker zersetzte Torfe, die das Wasser vermutlich besser binden können.

Den signifikant niedrigsten Wert weisen auch hier die Birkenbestände auf, die mit 79,4 % fast 10 % unter den Bulten liegen und damit auf eine stärkere Degeneration der Torfe durch die Entwässerung hindeuten, die sich offensichtlich auch stark auf deren Wasserkapazität auswirkt.

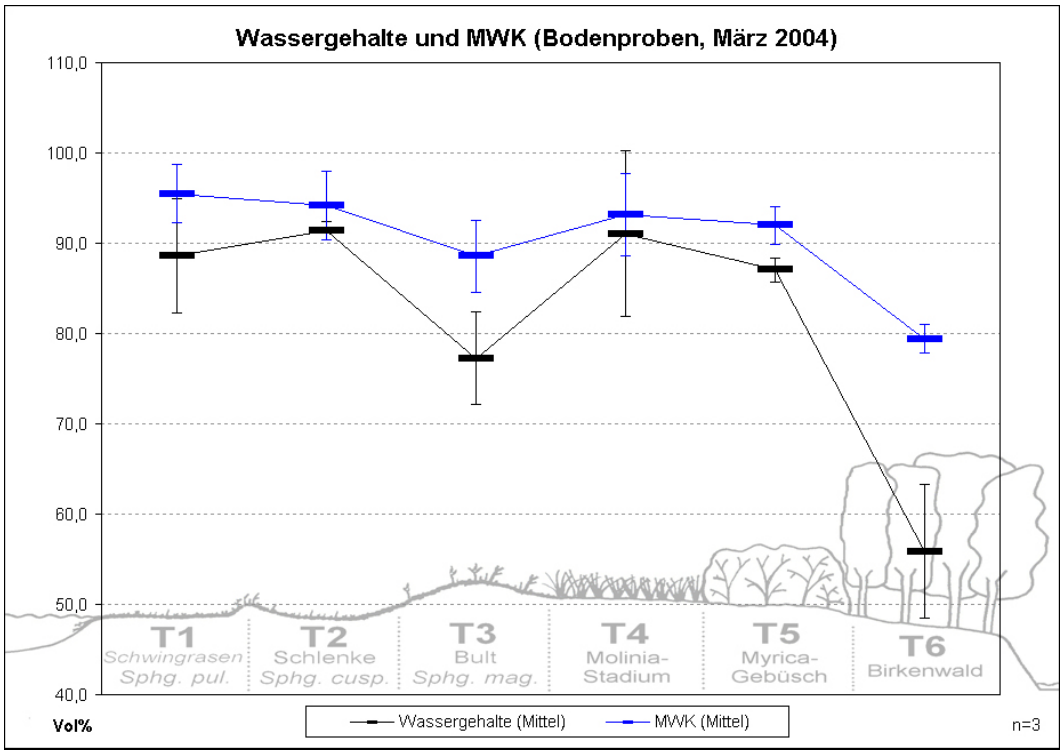


Abb. 137: Wassergehalte und Maximale Wasserkapazität in den Bodenproben vom März 2004 ($\bar{X}$ und Stabw) der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

Die aktuellen Wassergehalte spiegeln hingegen den Feuchtezustand der Probestellen zum Zeitpunkt der Probennahme wider und sind daher nicht ganz so aussagekräftig, da hier eventuelle lokal-temporäre Ereignisse stärker ins Gewicht fallen als bei der MWK. Es zeigen

sich im Mittel die höchsten Wassergehalte in den Schlenken und Pfeifengrasbeständen mit 91,4 und 91,1 %, während die Schwingrasen mit 88,6 % etwas darunter liegen. Nur etwas niedriger sind demgegenüber die mittleren Wassergehalte in den Gagelbeständen, die mit 87,1 % in einem ähnlichen Bereich liegen. Insgesamt weisen diese Standorte keine statistisch signifikanten Unterschiede auf; alle liegen in einem ähnlichen, sehr hohen Feuchtebereich (Tab. 31). Dies ist vermutlich durch die Jahreszeit (März) mit relativ hohen Niederschlägen bei niedrigen Temperaturen und daraus resultierender geringer Evaporation und Aufnahme bzw. Transpiration durch die Pflanzen begründet. Demgegenüber weisen die Bulte aufgrund ihrer exponierten Lage und der niedrigen Feldkapazität (s. o.) mit 77,2 % signifikant niedrigere Wassergehalte auf. Um mehr als 20 % tiefer liegt jedoch der Birkenwald, welcher mit 55,9 % statistisch abgesichert erneut seine starke Entwässerung belegt, die sich bei den aktuellen Wassergehalten am deutlichsten abzeichnet.

Tab. 30: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die Wasserkapazitäten in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant, $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004.

	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
SPS	-	n.s.	*	n.s.	n.s.	*
SCS	n.s.	-	(*)	n.s.	n.s.	*
SMB	*	(*)	-	n.s.	n.s.	*
MOL	n.s.	n.s.	n.s.	-	n.s.	*
MYG	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-	*
BIW	*	*	*	*	*	-

Tab. 31: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die Wassergehalte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant, $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004.

	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
SPS	-	n.s.	*	n.s.	n.s.	*
SCS	n.s.	-	*	n.s.	n.s.	*
SMB	*	*	-	*	*	*
MOL	n.s.	n.s.	*	-	n.s.	*
MYG	n.s.	n.s.	(*)	n.s.	-	*
BIW	*	*	*	*	*	-

3.3.2.3. Organische Substanz - Aschegehalte

Die Schwingrasen und Bulte weisen unter den naturnahen Standorten mit jeweils 98,0 % im Median die höchsten Gehalte an organischer Substanz auf, die Schlenken liegen hingegen mit 94,7 % signifikant darunter (Abb. 138, Tab. 32). Die Werte der Pfeifengrasbestände sind mit 92,9 % im Median noch etwas unterhalb der Werte der Schlenken, zeigen aber eine große Streuung in den Schlenkenbereich hinein und sind daher von diesen nicht signifikant verschieden, ansonsten aber von allen anderen Transekteinheiten. Noch stärkere Schwankungen weisen die Werte der *Myrica*-Bestände auf, die mit einem Median von 88,8 % und einem Minimum von 79,5 % die geringsten Gehalte an organischer Substanz am Transekt aufweisen und sich auch statistisch von allen anderen Transekteinheiten signifikant unterscheiden. Überraschenderweise weist der Birkenwald fast identische Werte wie die Schwingrasen und Schlenken auf, auch die Schwankung ist hier gering.

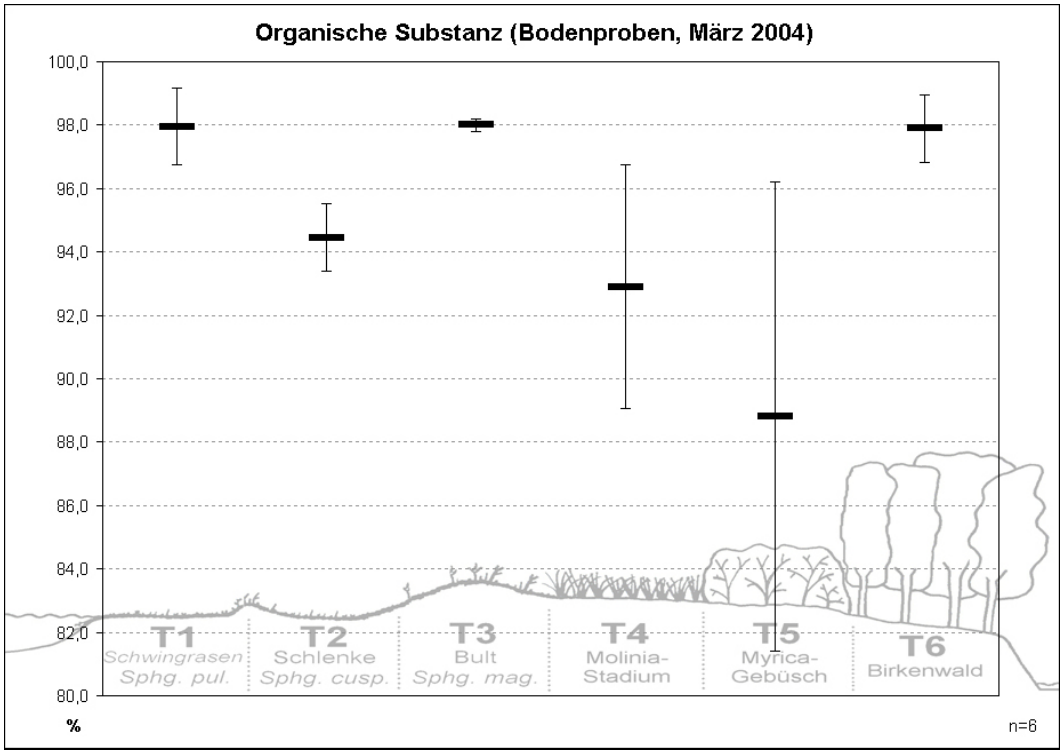


Abb. 138: Anteil der organischen Substanz (Gewichts-% der Trockensubstanz) in den Bodenproben vom März 2004 (Mediane und Stabw) der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

Bis auf den Birkenwald entsprechen die Aschegehalte den Ergebnissen der Mineralstoffanalysen. Hohe Werte an organischer Substanz ergeben geringe Aschegehalte, die im naturnahen Hochmoor bei etwa 1-5 % der Torftrockensubstanz liegen (ROCHUS 1975, KUSEL-FETZMANN

1982). Damit sind die Schwingrasen und Bulte sehr arm an Mineralstoffen, während die Schlenken mit 5,5 % Aschegehalt etwas höhere Werte aufweisen, was gut mit den gemessenen höheren Ammoniumwerten übereinstimmt. Mit einem Median von 7,1 % liegen die Pfeifengrasbestände bereits außerhalb der naturnahen Werte, allerdings mit einer großen Amplitude, die im oberen Bereich den gemessenen, ebenfalls eher geringen Mineralstoffgehalten entspricht. Die höheren Aschegehalte einiger Proben bestätigen hingegen den degenerierten Zustand dieser Sukzessionsgesellschaft zumindest teilweise. Dies wird noch deutlicher bei den Gagelgebüschen, die bei einem Median von 11,2 % und einem Maximum von 20,5 % die sehr hohen Mineralstoffgehalte, insbesondere der Stickstoffmessungen, bestätigen.

Im Gegensatz dazu entsprechen die Aschegehalte des Birkenwaldes nicht im Geringsten den bisherigen Ergebnissen. Entsprechend den hohen Mineralstoffgehalten und der starken Entwässerung wären hohe Aschegehalte zu erwarten gewesen (SCHÄFER 1994, SCHEFFER 1994), stattdessen liegt dieser Standort mit einem Median von 2,1 % in einem sehr naturnahen Bereich, zusammen mit den Schwingrasen und Bulten. Zwar ist die Analysemethodik der Aschegehaltebestimmung und der Ionenaustauschermessungen sehr verschieden, eine derart starke Abweichung von allen bisherigen Messungen ist aber dadurch nicht zu erklären. Die Ursache kann daher eigentlich nur darin begründet sein, dass bei der Probennahme oder der Analyse zufällig besonders naturnahe Torfteile erfasst wurden, die nicht repräsentativ für den Birkenwaldstandort sind.

Tab. 32: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die Gehalte an organischer Substanz in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant, $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004.

	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
SPS	-	(*)	n.s.	(*)	*	n.s.
SCS	(*)	-	*	n.s.	*	(*)
SMB	n.s.	*	-	*	*	n.s.
MOL	(*)	n.s.	*	-	*	(*)
MYG	*	*	*	*	-	*
BIW	n.s.	(*)	n.s.	*	*	-

p-Werte siehe Anhang.

3.3.2.4. C/N-Verhältnisse

Naturnahe Hochmoorstandorte haben geringe Stickstoffgehalte und daher hohe C/N-Verhältnisse (SCHEFFER 1994). Bei einer Entwässerung kommt es zu Mineralisierungs- und Humifizierungsprozessen in den oberen Torfschichten, bei denen sich Stickstoffverbindungen anreichern und gleichzeitig CO_2 veratmet wird (BLODAU et al. 2004, SCHEITHAUER & GRUNEWALD 2006). Dadurch verengt sich das C/N-Verhältnis an diesen Standorten erheblich.
Vergleicht man die gemessenen C/N-Werte mit den Ergebnissen der Stickstoff-Messungen, so folgen die C/N-Werte erwartungsgemäß in etwa den Gehalten an NH_4^+ und NO_3^- und bestätigen damit die bisherigen Messungen und Schlussfolgerungen in Bezug auf die Naturnähe der Standorte. Allerdings erfassen die Ionenaustauscher nur die gelösten Stickstoffverbindungen, während das C/N-Verhältnis anhand der Gesamtmenge an N in der Trockensubstanz errechnet wird. Ein direkter Vergleich der C/N-Werte mit den gemessenen Stickstoffwerten ist daher nicht möglich, zumal die Ionenaustauschermethode auch keine Bilanzierung von N_t erlaubt.

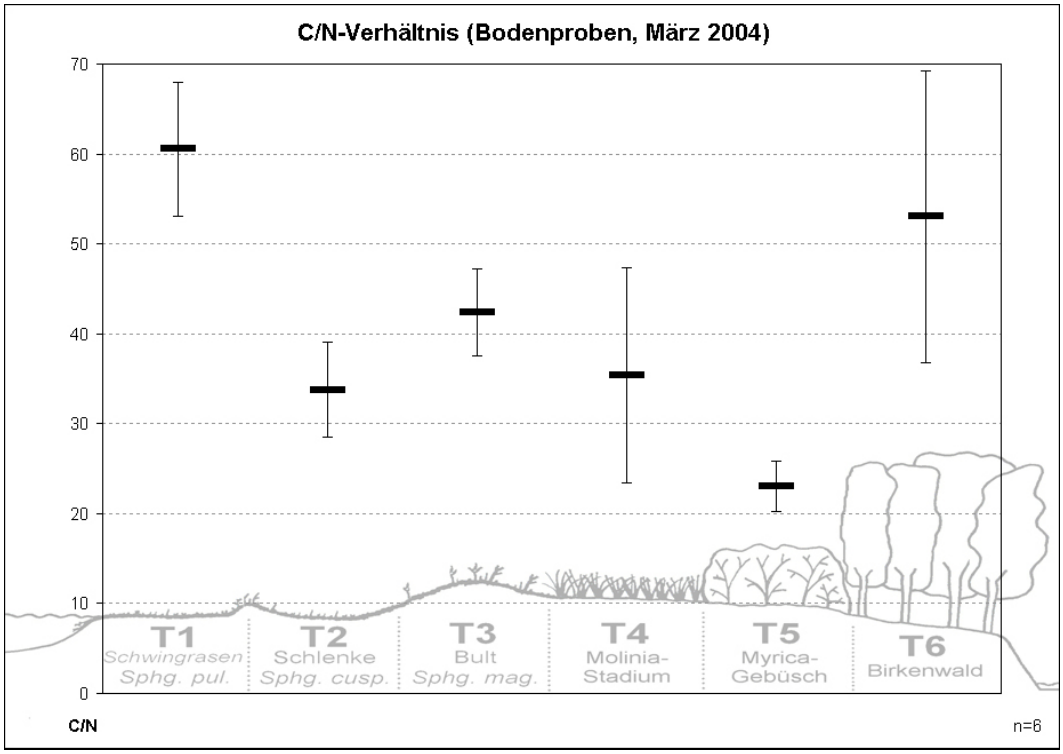


Abb. 139: C/N-Verhältnisse in den Bodenproben vom März 2004 (Mediane und Stabw) der Transekteinheiten T1-T6. T1: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, T2: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke, T3: *Sphagnum magellanicum*-Bult, T4: *Molinia*-Stadium, T5: *Myrica*-Gebüsch, T6: Birkenwald.

Der Verlauf der C/N-Werte entlang des Transektes zeigt eine auffällige Ähnlichkeit mit der Abstufung der Gehalte an organischer Substanz (s. o.). Auch hier weisen die Gagelgebüsche mit einem Median von 23 die signifikant niedrigsten Werte auf, allerdings mit wesentlich geringeren Schwankungen (Abb. 139, Tab. 33). Dann folgen Schlenken und Pfeifengrasstadium mit 34 und 35, gefolgt von den Bulten, die mit 42 allerdings nicht die höchsten Werte aufweisen, wie es bei der organischen Substanz der Fall ist. Bei den drei vorgenannten Transekteinheiten sind die Unterschiede allerdings nicht signifikant.
Die Schwingrasen zeigen mit 61 statistisch abgesichert das größte C/N-Verhältnis am Transekt. Auch der Birkenwald liegt mit 53 erneut unerklärlicherweise in einem sehr hohen Bereich und hat daher C/N-Verhältnisse, die denen der naturnahen Standorte entsprechen. Zwei Proben zeigen aber ein enges C/N-Verhältnis von 28 und 29, was schon eher den gemessenen Stickstoffwerten entspricht (s. III.3.3.1.1.). Daher scheint die Hypothese auf die zufällige Verwendung von unrepräsentativen Torfproben, die schon bei den unerwarteten Ergebnissen der Organischen Substanz (s. o.) aufgestellt wurde, richtig zu sein, da für beide Analysen dieselben Torfproben zum Einsatz kamen.

Tab. 33: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA, Signifikanz des Irrtums, dass die C/N-Verhältnisse in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: $p < 0,05$, (*): $p < 0,10 > 0,05$, n.s.: nicht signifikant, $p > 0,10$. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004.

	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
SPS	-	*	*	*	*	(*)
SCS	*	-	n.s.	n.s.	*	*
SMB	*	n.s.	-	n.s.	*	n.s.
MOL	*	n.s.	n.s.	-	*	n.s.
MYG	*	*	*	*	-	*
BIW	(*)	*	*	n.s.	*	-

p-Werte siehe Anhang.

3.3.3. Wasserchemische Analysen

Zusätzlich zu den Mineralstoffmessungen in den Vegetationseinheiten sollte auch der Wasserchemismus der Kolke und Gräben untersucht werden. Dabei wurde erneut auch die Dynamik der Ionen über einen längeren Zeitraum gemessen, in diesem Fall von Oktober 2005 bis Juli 2006. Im Rahmen dieser Untersuchungen erfolgte ebenfalls die Bestimmung der Hauptnährstoffe N, P und K in ihren wasserlöslichen Formen.

3.3.3.1. Das Lengener Meer, das Muddermeer und die Kolke I & II

Zunächst fällt bei den Mineralstoffmessungen der Stillgewässer ins Auge, dass die Analysen keinerlei nachweisbare Gehalte von $H_2PO_4^-$ ergeben (Tab. 34). Da in den ebenfalls untersuchten Gräben Phosphat nachgewiesen wurde (s. u.), kann ein Mess- oder Gerätefehler ausgeschlossen werden. Es scheint also tatsächlich in den kleineren Gewässern und im Lengener Meer nur sehr geringe Gehalte an Phosphaten zu geben, die unterhalb der Nachweisgrenze des CFA-Analysators von 0,1 mg/l liegen. Damit weist kein Gewässer eine deutliche Anreicherung von Phosphaten auf, wie es in den Bodenprobestellen und im Schwingrasen des Lengener Meeres teilweise gemessen wurde (s. III.3.3.1.2., III.3.3.1.5.). Daraus ist zu schließen, dass zwischen den Stillgewässern und den umgebenden Böden in Bezug auf die Phosphate kein nennenswerter Austausch stattfindet und auch durch Einträge aus der Luft keine messbare P-Anreicherung vollzogen wird. Zwar ist durch den großen Wasserkörper ein gewisser Verdünnungseffekt zu erwarten, die Ergebnisse von N und K zeigen jedoch, dass dennoch messbare Ionengehalte in den Gewässern nachgewiesen werden können (s. u.).
Ähnlich niedrige Werte wurden auch von WIEGLEB et al. (1978) im Lengener Meer gemessen. Diese Messungen ergaben im Mai 1978 Gehalte von 0,00 und 0,06 mg/l. Allerdings wurde ebenfalls Kolk I beprobt, der mit 0,34 mg/l deutlich höhere Werte aufwies. Da dieser Kolk jedoch einen sehr kleinen Wasserkörper hat und im Hochsommer zur starken Austrocknung neigt, kann diese Momentaufnahme eventuell auch auf einen „Eindickungseffekt" während einer Trockenperiode zurückzuführen sein. MÜLLER (1968) beschränkte sich in seinen Mineralstoffmessungen im NSG nur auf die Kationen. Phosphatwerte finden sich hingegen bei MÜLLER (1973) für die Kolke in der Esterweger Dose und im Ahlenmoor. Diese Moorgewässer wiesen überwiegend ebenfalls P-Gehalte unterhalb oder nahe der Nachweisgrenze auf; höhere Phosphatgehalte in einigen Kolken führte MÜLLER hingegen auf Vogelkot zurück. Dieser Effekt ist aufgrund des großen Wasserkörpers des Lengener Meeres im freien Wasser anscheinend sehr stark abgeschwächt.
Im Gegensatz dazu sind die Stickstoffgehalte in den Kolken des NSG zwar messbar (Abb. 140), sie liegen allerdings überwiegend nahe der Nachweisgrenze und allesamt unter 1 mg/l. Daher kann auch in Bezug auf Ammonium und Nitrat von sehr geringen Gehalten in den Stillgewässern im NSG Lengener Meer in diesem Zeitraum ausgegangen werden. Lediglich Kolk I weist während der Freisetzung im Januar (s. III.3.3.1.4.) und der Trockenperiode im Juli höhere Werte von NH_4^+ und NO_3^- zwischen ca. 0,5 und 1 mg/l auf, was wohl erneut auf den kleinen Wasserkörper und die Austrocknungsneigung zurückzuführen ist (s. o.).

Tab. 34: Mineralstoffgehalte (mg/l) im freien Wasser der Kolke im NSG Lengener Meer, Oktober 2005 bis Juli 2006 und Literaturwerte von WIEGLEB et al. (1978) vom 25.5.1978 und von MÜLLER (1968) vom a) 15.4. 1967 und b) 22.9.1967 (nur Kalium).

	NH_4^+					
Lage	**Okt ´05**	**Jan ´06**	**April ´06**	**Juli ´06**	**Mai ´78**	**1967**
Lengener Meer Nordwest	0,02	0,00	0,00	0,12	0,23	
Lengener Meer Nordost	0,02	0,16	0,00	0,09		
Muddermeer West	0,15	0,24	0,01	0,05		
Muddermeer Südost	0,07	0,26	0,00	0,09		
Kolk I Ost	0,10	0,33	0,09	0,99	0,58	
Kolk I Nordwest	0,04	0,49	0,07	0,54		
Kuhtränkenteich	0,04	0,57	0,00	0,21	1,10	
	NO_3^-					
Lengener Meer Nordwest	0,11	0,00	0,01	0,06	0,24	
Lengener Meer Nordost	0,12	0,44	0,00	0,06	0,08	
Muddermeer West	0,08	0,16	0,01	0,06		
Muddermeer Südost	0,08	0,34	0,00	0,06		(-)
Kolk I Ost	0,08	0,28	0,24	0,07	2,44	
Kolk I Nordwest	0,08	0,29	0,24	0,08		
Kuhtränkenteich	0,09	0,51	0,00	0,08	2,65	
	$H_2PO_4^-$					
Lengener Meer Nordwest	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	
Lengener Meer Nordost	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Muddermeer West	0,00	0,00	0,00	0,00		
Muddermeer Südost	0,00	0,00	0,00	0,00		
Kolk I Ost	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	
Kolk I Nordwest	0,00	0,00	0,00	0,00		
Kuhtränkenteich	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	
	K^+					
Lengener Meer Nordwest	0,76	0,89	0,89	0,81	0,6	a) 0,6
Lengener Meer Nordost	0,71	0,82	0,79	0,84	1,0	b) 0,8
Muddermeer West	0,37	0,43	0,20	0,21		a) 0,5
Muddermeer Südost	0,37	0,34	0,40	0,25		
Kolk I Ost	0,67	0,67	0,59	1,20	1,2	a) 0,4
Kolk I Nordwest	0,50	0,66	0,59	0,58		
Kuhtränkenteich	1,16	0,77	1,09	1,49	1,1	a) 0,4

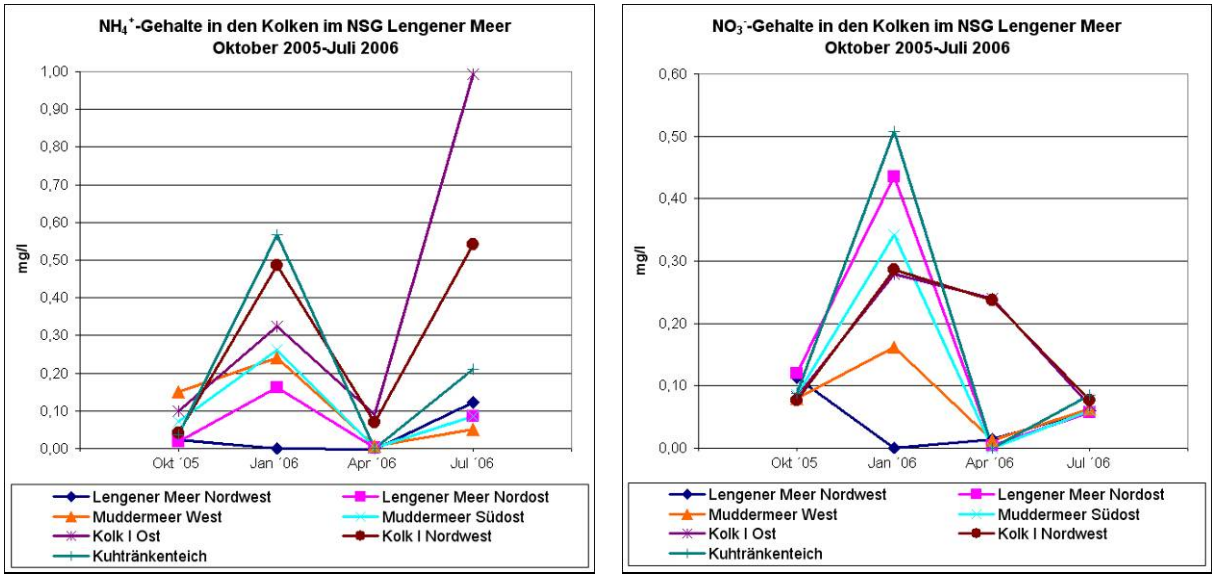


Abb. 140: Stickstoffgehalte in den Kleingewässern im NSG Lengener Meer von Oktober 2005 bis Juli 2006.

Nennenswerte Gehalte von Ammonium und Nitrat sind darüber hinaus auch im Kuhtränkenteich während der Freisetzungsperiode im Januar zu finden. In dieses Kleingewässer fließen die drei Entwässerungsgräben des Lengener Meeres und ein Graben aus dem umgebenden Birkenwald zusammen, darüber hinaus besteht ein Abfluss in den westlichen Randgraben (Abb. 99, S. 143, Abb. 153, S. 240). Eine Anreicherung von Nährstoffen ist daher an dieser Stelle zu erwarten gewesen, die vermutlich hauptsächlich aus der Mineralisation im Birkenwald und der Stickstofffreisetzung in den Gagelgebüschen am Rande des Lengener Meeres resultiert (s. III. 3.3.1.1.). Stark abgeschwächt zeigt sich die Frostfreisetzung auch an einigen Stellen im Lengener- und Muddermeer, wobei die Werte hier unter 0,5 mg/l bleiben.
Die Messungen von WIEGLEB et al. (1978) vom 25.5.1978 ergaben ähnliche Ergebnisse. Am Kuhtränkenteich ergaben sich ebenfalls höhere Werte von 1,1 mg/l NH_4^+ und 2,7 mg/l NO_3^-, die damit sogar noch deutlich über denen von 2005-2006 lagen. Auch Kolk I wies mit 0,6 mg/l NH_4^+ und 2,4 mg/l NO_3^- höhere Gehalte auf, wobei der Nitratgehalt auch hier deutlich größer ist als 2005-2006. Das Lengener Meer weist dagegen mit 0,23 und 2,18 mg/l NH_4^+ bzw. 0,24 und 0,08 mg/l NO_3^- überwiegend niedrige Werte auf, lediglich der hohe Ammoniumgehalt der zweiten Probestelle ist stark erhöht. Grundsätzlich kann man also sagen, dass sich tendenziell die Stickstoffgehalte im NSG Lengener Meer im Vergleich zu 1978 erniedrigt haben. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass WIEGLEB et al. (1978) nur ein oder zwei Messungen pro Probestelle vornahmen und zudem die Probenahmetermine verschieden sind. Dennoch geben die aktuellen Langzeitmessungen ein gutes Bild von der Schwankungsbreite der Nährstoffe wieder, sie zeigen, dass die Werte von über 2 mg/l im Jahr 1978 deutlich über den Werten der Jahre 2005-2006 liegen.
In den Kolken der Esterweger Dose und im Ahlenmoor fand MÜLLER (1973) überwiegend Ammoniumgehalte von 1-2 mg/l, daneben auch einige höhere Werte bis zu 5,8 mg/l während der Winterfreisetzung. Die Nitratgehalte waren hingegen allesamt unter 0,3 mg/l und damit als sehr niedrig bis kaum vorhanden einzustufen. Im Vergleich mit diesen damals noch relativ naturnahen Moorgewässern liegen die Kolke des NSG Lengener Meer auf einem ähnlichen Nährstoffniveau, bzw. liegen beim auf Ammonium sogar noch darunter.

Die Kaliumwerte liegen ebenfalls überwiegend unter 1 mg/l und sind damit als gering einzustufen (Abb. 141). Höhere Werte bis 1,5 mg/l weist, wie schon beim Stickstoff, der Kuhtränkenteich auf und bestätigt damit die offensichtliche Eutrophierung (s. o.). Die übrigen Kolke enthalten K^+ in der deutlichen Abstufung Lengener Meer > Kolk I > Muddermeer. Lediglich im Hochsommer 2006 weicht Kolk I von dieser Reihenfolge mit einem hohen Wert von 1,2 mg/l ab, was vermutlich wiederum auf einen Eindickungseffekt durch Austrocknung zurückzuführen ist (s. o.).

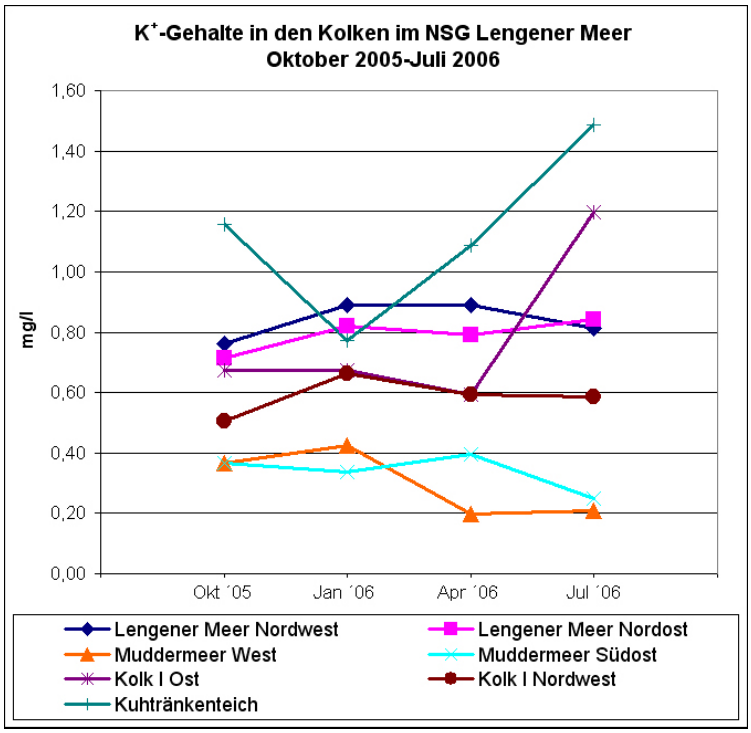


Abb. 141: Kaliumgehalte in den Kleingewässern im NSG Lengener Meer von Oktober 2005 bis Juli 2006.

Ähnliche Kaliumwerte fanden WIEGLEB et al. (1978) mit 0,6 und 1,0 mg/l im Lengener Meer und 1,2 mg/l in Kolk I im Mai 1978. Auch die Messungen von Müller (1968), bei denen ebenfalls das Muddermeer berücksichtigt wurde, ergaben sehr ähnliche Ergebnisse. Lediglich am Kuhtränkenteich fanden sich mit 0,4 mg/l nach unten abweichende Ergebnisse. Wie beim Stickstoff ist aber auch hier auf die eingeschränkte Vergleichbarkeit aufgrund der schwachen Datenlage zu verweisen. In den ausführlicheren Untersuchungen der Kolke der Esterweger Dose und des Ahlenmoors maß MÜLLER (1973) Kaliumgehalte im Bereich von 0,1 und 1,8 mg/l, so dass insgesamt auch in Bezug auf Kalium im Untersuchungsgebiet derzeit von relativ naturnahen Verhältnissen ausgegangen werden kann.

Interessanterweise spiegelt sich die Frostfreisetzung im Januar nicht in den Kaliumgehalten im Gebiet wider, obwohl dieser Effekt gerade bei K^+ in den Bodenprobestellen sehr stark ausgeprägt ist (s. III.3.3.1.4.). Dies ist umso verwunderlicher, da Kalium aus dem Boden sehr leicht ausgewaschen wird (KOPPISCH 2001) und sich daher zumindest im Kuhtränkenteich mit seinen den Torfkörper durchschneidenden Speisungsgräben anreichern sollte. Eine plausible Erklärung dieses Phänomens bietet sich nicht an, zumal der Frosteffekt bei den Stickstoffwerten sehr ausgeprägt war.

Die natürlichen Gewässer des NSG Lengener Meer sind aufgrund der vorliegenden Untersuchungen nach ihren niedrigen Gehalten an Hauptnährstoffen zum gegenwärtigen Zeitpunkt

noch als relativ naturnah anzusehen. Alle Messwerte liegen innerhalb der für wenig gestörte Moorgewässer üblichen und aus früheren Untersuchungen im Gebiet bekannten Spannen und weisen damit auf einen geringen Einfluss der Einträge aus der Luft oder aus den umgebenden, z. T. naturfernen Ökosystemen hin. Selbst die im Vergleich zu den übrigen Gewässern leicht erhöhten Werte des durch Entwässerungsgräben gespeisten Kuhtränkenteiches liegen noch innerhalb dieser Amplitude. Dabei ist auch noch zu berücksichtigen, dass dieser Teich aus einem Bombenkrater hervorgegangen ist (s. Anhang zu II.) und damit nicht zu den natürlichen Gewässern zu zählen ist.

3.3.3.2. Die Randgräben

Durch die Beprobung der Randgräben sollte der Nährstoffaustrag über die Vorfluter im Randbereich des NSG Lengener Meer analysiert werden. Dazu wurden der westliche Randgraben an zwei Stellen, der nördliche Randgraben am Zollweg an drei Stellen und der östliche Randgraben an einer Stelle beprobt (Abb. 150, S. 238). Darüber hinaus wurde auch der mittlere Entwässerungsgraben des Lengener Meeres nach Westen vor dem Kuhtränkenteich (im Folgenden: „Zentralgraben") analysiert, um auch einen Binnengraben zu erfassen und damit den gebietsinternen Nährstofftransport einzuschätzen. Weitere Binnengräben wurden nicht beprobt, da kein anderer Graben über längere Zeit größere Wassermengen an die Randgräben abgab.
Die Messungen geschahen im selben Zeitraum wie die Beprobung der Kolke, zwischen Oktober 2005 und Juli 2006. Da in der Trockenperiode im Juli einige Gräben kein Wasser führten, liegen für diesen Zeitpunkt nicht aus allen Probestellen Daten vor, das Gleiche gilt für den westlichen Randgraben Süd im Oktober.

Nennenswerte Ammoniumgehalte zwischen 0,38 und 0,65 mg/l finden sich in allen Außengräben im Januar 2006, darüber hinaus sind die Werte zu den übrigen Probezeitpunkten überwiegend sehr niedrig (Tab. 35, Abb. 142). Die Frostfreisetzung spiegelt sich damit also auch in den Außengräben wieder, in Bezug auf Ammonium sogar noch etwas deutlicher als im Lengener Meer und Muddermeer. Man könnte daraus nun schließen, dass die im Gebiet freigesetzten Nährstoffmengen vorwiegend nach außen abgeleitet wurden. Dies kann aber nicht mit Sicherheit angenommen werden, da die Mineralstoffe auch aus der unmittelbaren Umgebung des stark entwässerten Randbereichs stammen konnten. Einen Hinweis auf den Nährstofftransport gibt allerdings der vergleichsweise hohe Ammoniumgehalt des Zentral-

grabens von 0,91 mg/l. Hier findet offensichtlich ein Transport des im Gagelgebüsch des Schwingrasens freigesetzten Ammoniums durch diesen Graben in den Kuhtränkenteich statt (s. III.3.3.1.1. u. III.3.3.1.4.). Die unterhalb des Kuhtränkenteiches gelegene Probestelle am westlichen Randgraben weist mit 0,65 mg/l zwar einen etwas niedrigeren Wert auf, im Vergleich mit den übrigen Randgräben liegt dieser jedoch deutlich höher. Zumindest für den westlichen Randbereich des NSG Lengener Meer ist daher ein Nährstofftransport aus dem Gebiet in den Randgraben belegt.

Tab. 35: Mineralstoffgehalte (mg/l) in den Gräben des NSG Lengener Meer, Oktober 2005 bis Juli 2006 und Literaturwerte von WIEGLEB et al. (1978) vom 25.5.1978.

	NH_4^+				
Lage	**Okt ´05**	**Jan ´06**	**April ´06**	**Juli ´06**	**Mai ´78**
Westlicher Randgraben Nord	0,17	0,65	0,00	0,07	-
Westlicher Randgraben Süd	-	0,38	0,00	-	-
Nördlicher Randgraben West	0,10	0,41	0,11	0,25	
Nördlicher Randgraben Mitte	0,00	0,44	0,00	1,12	0,10
Nördlicher Randgraben Ost	0,01	0,38	0,06	-	
Östlicher Randgraben Nord	0,06	0,40	0,04	-	-
Zentralgraben vom L. M. nach W	0,15	0,91	0,00	0,28	-
	NO_3^-				
Westlicher Randgraben Nord	0,35	0,73	0,00	0,21	-
Westlicher Randgraben Süd	-	2,31	0,07	-	-
Nördlicher Randgraben West	0,96	0,61	0,04	0,06	
Nördlicher Randgraben Mitte	0,16	0,68	0,00	0,15	2,80
Nördlicher Randgraben Ost	0,56	0,78	0,01	-	
Östlicher Randgraben Nord	0,91	1,04	0,17	-	-
Zentralgraben vom L. M. nach W	0,66	1,14	0,00	0,07	-
	$H_2PO_4^-$				
Westlicher Randgraben Nord	0,00	0,00	0,00	0,33	-
Westlicher Randgraben Süd	-	0,27	0,00	-	-
Nördlicher Randgraben West	0,00	0,00	0,00	0,00	
Nördlicher Randgraben Mitte	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30
Nördlicher Randgraben Ost	0,00	0,00	0,00	-	
Östlicher Randgraben Nord	0,00	0,00	0,00	-	-
Zentralgraben vom L. M. nach W	0,00	0,02	0,00	0,00	-
	K^+				
Westlicher Randgraben Nord	1,28	1,01	1,19	1,90	-
Westlicher Randgraben Süd	-	4,73	3,56	-	-
Nördlicher Randgraben West	6,90	0,89	1,19	2,19	
Nördlicher Randgraben Mitte	1,12	0,49	0,89	1,55	1,2
Nördlicher Randgraben Ost	6,26	0,62	0,99	-	
Östlicher Randgraben Nord	3,41	0,54	0,99	-	-
Zentralgraben vom L. M. nach W	1,01	2,06	1,09	1,12	-

Höhere Ammoniumgehalte finden sich in einigen Gräben auch im Juli, hier ist aber wiederum ein Eindickungseffekt zu vermuten, da während der Trockenperiode im Hochsommer in den meisten Gräben nur sehr wenig Wasser vorhanden ist und keine Fließbewegung stattfindet.

Die oben diskutierte Frostfreisetzung zeigt sich noch stärker bei den Nitratgehalten, die deutlich höher liegen als die Ammoniumgehalte (Abb. 143). Einen Extremwert stellt dabei der Gehalt von 2,31 mg/l im westlichen Graben dar; dazu trug sicher neben der Frostfreisetzung auch bei, dass dort zu diesem Zeitpunkt keine Fließbewegung stattfand und sich daher das Nitrat aus der unmittelbaren Umgebung akkumulieren konnte.

Höhere Gehalte finden sich in den meisten Gräben auch im Oktober, während im April und Juli vorwiegend nur geringe Gehalte gemessen werden. Diese Beobachtung deckt sich gut mit der generellen Tendenz der Nährstoffdynamik im Gebiet (s. III.3.3.1.4.), die durch überwiegend niedrige Gehalte im Frühjahr und Sommer aufgrund der hohen Aufnahme der Vegetation, zum Ende der Vegetationsperiode dagegen bei sinkender Aufnahme durch ansteigende Gehalte gekennzeichnet ist.

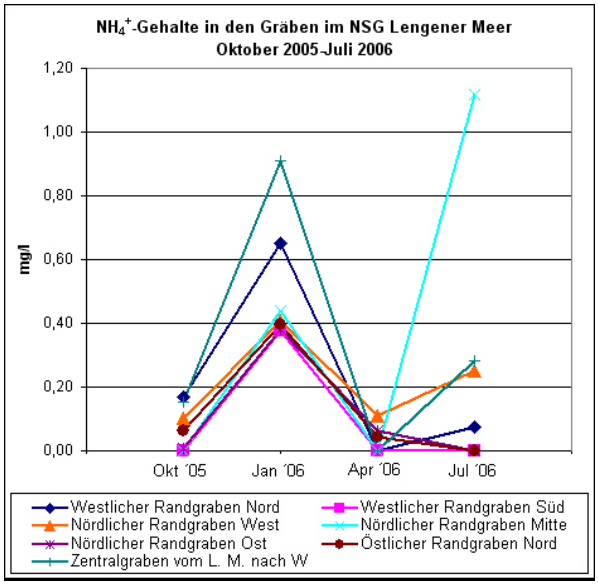


Abb. 142: Ammoniumgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer von Oktober 2005 bis Juli 2006.

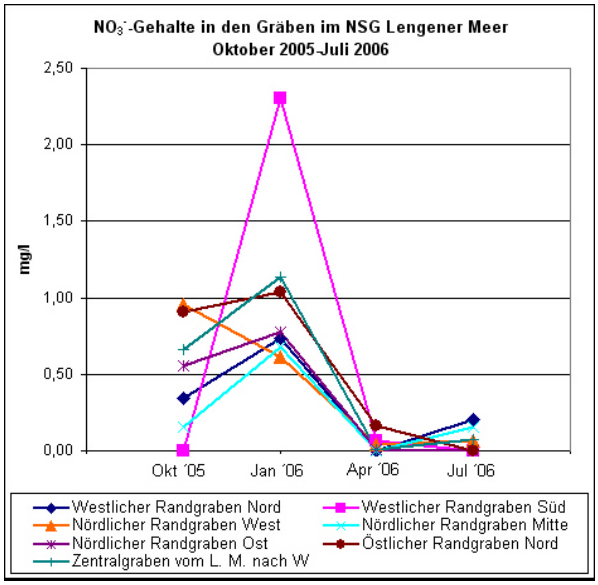


Abb. 143: Nitratgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer von Oktober 2005 bis Juli 2006.

Aus der Literatur gibt es nur von WIEGLEB et al. (1978) eine Angabe für den nördlichen Graben am Zollweg ohne genaue Lagebeschreibung. Für Ammonium lag der Wert mit 0,10 mg/l in einer ähnlichen Größenordnung wie bei den aktuellen Messungen, der Nitratwert lag mit 2,80 mg/l allerdings wesentlich höher. Diesen Einzelwert darf man sicherlich nicht zu hoch bewerten, er gibt jedoch erneut einen Hinweis auf höhere Stickstoffwerte im Jahr 1978, wie es auch schon für die Kolke festgestellt wurde (s. o.).

Ähnlich wie bei den Kolken liegen auch in den Gräben die Phosphatgehalte überwiegend im nicht messbaren Bereich (Abb. 144). Lediglich im Januar weist wiederum der westliche Gra-

ben bei stehendem Wasser einen Gehalt von 0,27 mg/l auf, vermutlich aus denselben Gründen wie beim Nitrat (s. o.). In den anderen, zu diesem Zeitpunkt fließenden Gräben werden hingegen alle mineralisierten Stoffe schnell abtransportiert; dadurch bleiben die Phosphatgehalte im nicht messbaren Bereich. Der andere hohe Messwert im westlichen Randgraben im Juli ist höchstwahrscheinlich wiederum auf den Eindickungseffekt und den mangelnden Abfluss zurückzuführen. Insgesamt ist daher von minimalen Phosphatgehalten in den Gräben auszugehen, was auf sehr geringe bis gar keine Austräge aus dem Gebiet schließen lässt.
WIEGLEB et al. (1978) maßen hingegen einen Phosphatgehalt von 0,30 mg/l am Zollweg; auch dieser Einzelwert von 1978 liegt wiederum höher als die Werte von 2006.

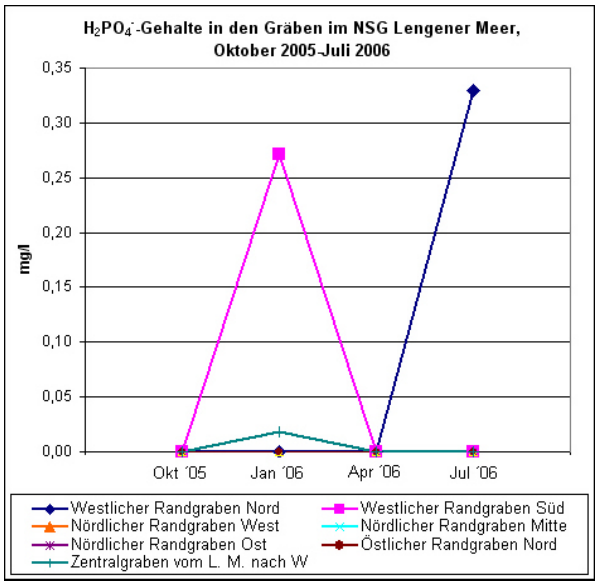


Abb. 144: Phosphatgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer von Oktober 2005 bis Juli 2006.

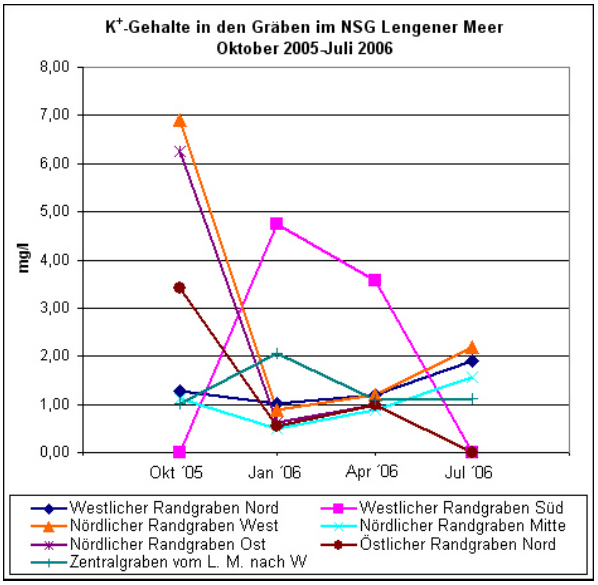


Abb. 145: Kaliumgehalte in den Gräben im NSG Lengener Meer von Oktober 2005 bis Juli 2006.

Die Kaliumgehalte in den Gräben sind überwiegend höher als die der Kolke (Abb. 145). Die meisten Werte bewegen sich dabei in einem Bereich von ca. 0,9 bis 1,3 mg/l. Einige Probestellen weisen allerdings auch wesentlich höhere Kaliumgehalte von ca. 1,9 bis 6,9 mg/l auf. Dabei handelt es sich wiederum um den nicht fließenden westlichen Randgraben im Januar, um Eindickungseffekte im April und Juli und um die generelle Tendenz zu steigenden Nährstoffgehalten zum Herbst (s. o.). Die dabei besonders hohen Werte von bis zu 6,9 mg/l belegen dabei letzteren Effekt noch deutlicher als die Nitratwerte. Darüber hinaus bestätigt sich damit auch die starke Mobilität von Kalium in Torfen und das damit verbundene hohe Auswaschungspotential dieses Ions (KOPPISCH 2001).
Der im Januar höhere Kaliumgehalt von 2,1 mg/l im Zentralgraben im Januar deutet erneut darauf hin, dass über diesen Weg ein Mineralstofftransport aus dem Gebiet heraus stattfin-

det. Ähnlich wie beim Phosphat war allerdings zu diesem Zeitpunkt eine Frostfreisetzung bei Kalium ebenfalls nicht erkennbar (mit Ausnahme vom westlichen Randgraben mit stehendem Wasser).
Der von WIEGLEB et al. (1978) gemessene Kaliumgehalt im Graben am Zollweg lag im Mai ´78 bei 1,2 mg/l und entspricht damit in etwa den im April ´06 gemessen Werten.

Als Fazit der wasserchemischen Analysen der Gräben lässt sich feststellen, dass die an den Bodenprobestellen festgestellte allgemeine Tendenz im Jahresverlauf der Mineralstoffgehalte während der Vegetationsperiode auch bei der Ionenkonzentrationen in den Außengräben zu erkennen ist. Dass diese nicht nur auf Einträge aus dem unmittelbaren Einzugsgebiet der Gräben zurückzuführen sind, sondern auch auf Austräge aus dem Zentralbereich des NSG, zeigen die Werte vom Zentralgraben des Lengener Meer. Dieser transportierte überwiegend höhere Nährstofffrachten in den Kuhtränkenteich, welcher schließlich in den westlichen Randgraben entwässerte. Die Frostfreisetzung in den Wintermonaten war hingegen nur für die Stickstoffgehalte in den Gräben erkennbar, während sich bei Phosphat und Kalium keine erhöhten Werte zeigten, obwohl die Freisetzung auch für diese Ionen in den Bodenproben nachgewiesen werden konnte. Der Vergleich mit den Daten von WIEGLEB et al. (1978) ergibt tendenziell etwas höhere Werte im Jahr 1978, wobei die zu geringe Probenzahl für stichhaltige Aussagen zu gering ist.
Insgesamt kann man jedoch sagen, dass die Nährstoffausträge aus dem Gebiet im Vergleich zu anderen Hochmoorgebieten in einem sehr niedrigen Bereich liegen (BADEN & EGGELSMANN 1964, RINGLER 1977, SCHEFFER 1994, VENTERINK et al. 2002). Demzufolge kann das Gebiet als relativ naturnah und wenig gestört eingestuft werden. Neben den Stickstoffverbindungen können insbesondere die Phosphatausträge im Einzugsgebiet von unkultivierten und kultivierten Hochmooren im Vergleich zu Mineralböden sehr stark erhöht sein und dadurch die Vorfluter eutrophieren. Dieses Problem scheint in der unmittelbaren Umgebung des NSG Lengener Meer zumindest in Bezug auf die freien Phosphate nicht aufzutreten. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen organisch gebundene und in anorganischen Komplexen vorliegende Phosphorverbindungen nicht erfasst wurden.
Da die meisten Literaturdaten über Stoffausträge aus Hochmooren in kg/ha/a berechnet wurden, ist bei mangelnder Kenntnis der jeweiligen Bezugsflächen leider kein direkter Vergleich mit den aktuellen Messungen möglich. Auf eine Umrechnung der vorliegenden Daten in diese Einheit wurde verzichtet, da über das Einzugsgebiet der Gräben nur spekuliert werden kann.

3.3.4. Deposition

3.3.4.1. Einführung

Seit der Industrialisierung haben sich die Gehalte an Schad- und Nährstoffen in der Luft drastisch erhöht. Insbesondere die Industriegebiete im Ruhrgebiet, in den westlichen Niederlanden und Südengland emittieren erhebliche Stoffmengen, die von den westlichen Winden nach Deutschland verfrachtet werden und hier als Deposition niedergehen (HÖLSCHER et al. 1994). Darüber hinaus trägt auch die intensive Landwirtschaft durch Ammoniakemissionen zur Luftverunreinigung bei (STROHSCHNEIDER 1997). Diese starke Änderung der Stofffrachten gegenüber der Naturlandschaft blieb insbesondere in den nährstoffarmen Hochmoorökosystemen nicht ohne Folgen.
Während die Schwefelemmissionen durch Umweltschutzmaßnahmen inzwischen zurückgegangen sind, stellen die hohen Stickstoffeinträge nach wie vor ein großes Problem für die Ökosysteme dar (UMWELTBUNDESAMT 1999, GAUGER et al. 2000, MOHR 2001, aktuelle Daten siehe: http://www.umweltbundesamt.de, http://www.umwelt.niedersachsen.de). Hohe Stickstofffrachten von 20-100 kg/ha·a (Niedersachsen) bewirken eine Eutrophierung der Böden, was eine Verschiebung der Konkurrenzgleichgewichte der Arten auslöst und dadurch einen Rückgang von empfindlichen Arten zur Folge hat (ELLENBERG 1996, BOBBINK et al. 1998, ZACHARIAS 2003). Dieser Effekt wirkt umso stärker an nährstoffarmen Standorten wie den Hochmooren.
Zur Einschätzung der Deposition von Nähr- und Schadstoffen in das NSG Lengener Meer stehen seit 2003 Daten der Depositionsmessstelle Stapelermoor des NLWKN Aurich zur Verfügung (NLÖ 1993), die im Folgenden dargestellt werden. Dabei werden der Vollständigkeit halber neben den bisher betrachteten Hauptnährstoffen auch die zusätzlich zur Verfügung stehenden Werte von Sulfat, weiteren Kationen und Schwermetallen dargestellt und diskutiert.

3.3.4.2. Sulfat

Zunächst stellt die Sulfatdeposition mit 17-20 kg/ha·a einen relativ hohen Wert dar (Tab. 36). Dabei muss man allerdings berücksichtigen, dass in küstennahen Gebieten ein hoher meeresbürtiger Schwefelanteil vorhanden ist. Berechnet man die Deposition im Gebiet entsprechend der Seesalzkorrekturformel von GAUGER et al. (2000), so ist die mittlere Sulfat-

deposition auf 15 kg/ha·a zu korrigieren (Tab. 37). Allerdings scheint dieser Wert angesichts der für 1995 angegebenen Werte für Ostfriesland von 3-8 kg/ha·a noch zu hoch, zumal bundesweit die meersalzkorrigierte Nassdeposition von Schwefel zwischen 1987 und 1995 im Mittel von 16 kg/ha·a auf 8 kg/ha·a und damit um 54 % zurückgegangen ist. Weiterhin geben GAUGER et al. (2000) an, dass in küstennahen Gebieten der Anteil des anthropogenen Schwefels unter 25 % beträgt, was einer aktuellen Deposition von unter 5 kg/ha·a entspräche und damit besser zu den Literaturdaten für die Region passen würde. Die gemessenen Nassdepositionsgehalte für Sulfat sind aus diesen Gründen mit einer starken Unschärfe behaftet, die eine realistische Einschätzung der anthropogen bedingten Bulkdeposition nur sehr vage in einem Bereich zwischen 4 und 15 kg/ha·a zulässt. Aus diesem Grund ist das Ausmaß der trockenen Deposition und damit auch die Gesamt-Sulfatdeposition im Stapeler Moor anhand der vorliegenden Daten nicht abzuschätzen.

In ihrer Eigenschaft als Versauerungsförderer werden die Sulfateinträge für die ohnehin stark sauren Hochmoore als unproblematisch angesehen (HEMOND 1980, NAGEL et al. 2004). Zudem liegen die pH-Werte des Niederschlags liegen im Jahresmittel zwischen 5,7 und 5,9 und entsprechen damit dem natürlichen pH-Wert eines rein durch CO_2 angesäuerten Niederschlags (nach SCHULTZ-WILDELAU & ROST (1987): pH 5,6). In den 1980er Jahren wurden demgegenüber im oberflächennahen Grundwasser in Niedersachsen Säuregehalte bis zu pH <4 gemessen (HÖLSCHER et al. 1994), von einem sauren Regen kann daher heute zumindest im Untersuchungsgebiet nicht mehr gesprochen werden.

Auch wenn Schwefeleinträge nicht eutrophierend wirken, können sie dennoch einen schädigenden Einfluss auf die Vegetation ausüben. Wie schon dargestellt, bewirkten die hohen historischen Schwefelemmissionen bisher eine direkte Schädigung der Flechten, was zu einem starken Rückgang dieser Gruppe im NSG Lengener Meer führte (s. III.1.2.3.). Inwiefern die derzeitigen Einträge weiterhin auf die Flechten wirken ist schwer einzuschätzen, da inzwischen viele Arten weiträumig ausgestorben sind und daher eine Wiederbesiedlung kurzfristig auch unter optimalen Bedingungen nicht zu erwarten ist. Frühestens mittelfristig wird sich zeigen, ob die derzeitigen Schwefelimmissionen eine Rückkehr der empfindlichen Flechtenarten in das Untersuchungsgebiet zulassen.

Im ökosystemaren Kreislauf wird das eingetragene Sulfat entweder von Bakterien zu H_2S reduziert oder von den Pflanzen direkt aufgenommen und geht so in den organischen Nährstoffkreislauf ein. Daneben kann es auch als Eisensulfid ausgefällt und damit im Torf festgelegt werden oder das System durch Auswaschung oder durch Ausgasung von H_2S wieder verlassen (KÜSTER 1980, KOPPISCH 2001). Eine erhöhte Deposition von Sulfat scheint dabei keine deutlichen Änderungen in den Umsetzungsprozessen zu bewirken (ADAMSON et al. 2003).

Tab. 36: Daten der Bulk-Depositionsmessstelle Stapelermoor des NLWKN Aurich von Januar 2003 bis Dezember 2006. Ionenkonzentrationen in mg/l, NS: Niederschlag in mm, LF: Leitfähigkeit µs/cm, Fracht: Jahresfracht in kg/ha·a, bzw. Jahresniederschlag (mm) und Jahresmittel pH und LF ($\bar{X}$) (s. III.3.2.6.), ( ): 50 % der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Zeitraum	NS	pH	LF	SO_4	NH_4	NO_3	PO_4	Cl	Na	Ca	Mg	K	F
Jan ´03	55	5,3	24	1,9	0,96	0,61	<0,02	2,2	1,5	0,16	0,20	<0,3	<0,10
Feb ´03	33	6,2	50	3,4	1,20	0,57	<0,02	7,5	4,3	0,47	0,51	<0,3	<0,10
Mrz ´03	33	6,7	26	2,6	1,10	0,59	<0,02	2,0	1,4	0,28	0,15	<0,3	<0,10
Apr ´03	43	6,1	54	4,6	1,60	0,83	0,02	10,0	4,3	0,84	0,59	0,3	<0,10
Mai ´03	125	5,9	19	1,6	0,75	0,56	<0,02	0,8	0,6	0,30	0,09	<0,3	<0,10
Jun ´03	55	6,0	24	2,5	1,00	0,67	0,09	2,1	1,3	0,36	0,20	<0,3	<0,10
Jul ´03	36	6,2	30	2,4	1,50	0,85	<0,02	3,1	1,6	0,40	0,21	<0,3	<0,10
Aug ´03	54	5,8	30	2,2	1,10	0,65	<0,02	3,8	2,1	0,46	0,27	<0,3	<0,10
Sep ´03	104	4,5	24	1,7	0,55	0,51	0,14	2,1	1,0	0,42	0,14	<0,3	<0,10
Okt ´03	60	5,6	40	2,0	0,42	0,27	<0,02	7,9	4,4	0,31	0,54	0,4	<0,10
Nov ´03	50	5,8	22	2,5	1,10	0,61	<0,02	1,7	1,1	0,28	0,14	<0,3	<0,10
Dez ´03	57	5,3	73	3,5	0,65	0,34	<0,02	15,0	8,9	0,42	1,10	0,4	<0,10
Fracht ´03	**705**	**5,8**	**35**	**16,64**	**6,34**	**3,99**	**(0,25)**	**30,29**	**17,03**	**2,66**	**2,19**	**(1,41)**	**(0,35)**
Jan ´04	96	5,3	20	1,3	0,55	0,37	<0,02	2,4	1,4	<0,10	0,18	<0,3	<0,10
Feb ´04	105	5,4	29	2,5	0,32	0,31	<0,02	4,3	2,7	0,16	0,31	<0,3	<0,10
Mrz ´04	35	6,6	35	3,4	1,40	0,63	<0,02	5,0	2,4	1,00	0,29	<0,3	<0,10
Apr ´04	40	6,5	53	3,0	2,80	0,78	0,56	8,1	1,6	0,42	0,19	0,9	<0,10
Mai ´04	17	6,3	88	7,1	3,40	1,70	0,79	9,7	1,6[1]	0,45[1]	0,17[1]	0,34[1]	<0,10
Jun ´04	83	6,1	22	2,1	1,00	0,58	0,02	2,1	1,3	0,21	0,15	<0,3	<0,10
Jul ´04	130	5,5	15	1,7	0,64	0,48	0,04	1,5	1,0	0,15	0,06	<0,3	<0,10
Aug ´04	48	5,3	15	1,2	0,72	0,44	0,06	2,4	1,0	0,32	0,07	0,7	<0,10
Sep ´04	127	6,1	40	2,1	0,43	0,27	0,02	8,3	4,7	0,32	0,62	0,6	<0,10
Okt ´04	65	5,4	17	1,8	0,56	0,40	<0,02	1,8	1,1	<0,10	0,12	0,3	<0,10
Nov ´04	93	5,1	40	2,2	0,25	0,35	<0,02	7,8	4,4	0,20	0,51	<0,3	<0,10
Dez ´04	59	5,0	47	3,4	1,10	0,71	<0,02	7,5	4,7	<0,10	0,54	<0,3	<0,10
Fracht ´04	**898**	**5,7**	**35**	**19,89**	**6,85**	**4,17**	**(0,53)**	**41,69**	**22,33**	**1,99**	**2,60**	**(2,61)**	**(0,45)**
Jan ´05	48	5,8	64	3,4	0,85	0,45	<0,02	13,0	7,7	0,38	0,90	0,3	<0,10
Feb ´05	50	5,8	37	2,3	0,91	0,39	<0,02	6,2	3,7	0,25	0,41	<0,3	<0,10
Mrz ´05	47	6,4	38	2,7	1,60	0,81	<0,02	4,8	2,6	0,35	0,31	<0,3	<0,10
Apr ´05	30	6,2	44	3,8	2,40	1,10	<0,02	5,1	1,8	1,20	0,21	<0,3	<0,10
Mai ´05	72	5,3	23	2,3	0,81	0,66	<0,02	2,1	1,3	0,22	0,14	<0,3	<0,10
Jun ´05	66	5,9	24	2,4	1,10	0,83	<0,02	2,1	1,1	0,35	0,12	<0,3	<0,10
Jul ´05	105	5,6	20	1,7	0,69	0,43	<0,02	2,5	1,5	0,16	0,24	<0,3	<0,10
Aug ´05	65	5,8	22	2,1	0,85	0,47	<0,02	2,6	1,5	0,18	0,18	<0,3	<0,10
Sep ´05	42	5,9	27	2,2	1,00	0,78	0,06	3,2	1,8	0,47	0,21	<0,3	<0,10
Okt ´05	59	5,6	14	1,4	0,60	0,32	<0,02	1,0	0,5	<0,10	<0,05	<0,3	<0,10
Nov ´05	66	6,3	20	1,9	0,65	0,44	<0,02	3,2	1,8	0,16	0,15	<0,3	<0,10
Dez ´05	65	5,6	72	3,4	0,74	0,45	<0,02	15,0	9,1	0,31	1,10	0,4	<0,10
Fracht ´05	**715**	**5,9**	**34**	**16,80**	**6,61**	**4,00**	**(0,09)**	**34,14**	**19,67**	**2,04**	**2,31**	**(1,31)**	**(0,36)**
Jan ´06	34	5,6	29	2,9	1,20	0,64	<0,02	4,3	2,1	0,18	0,23	<0,3	<0,10
Feb ´06	43	6,2	38	2,9	1,40	0,64	<0,02	5,4	3,1	0,27	0,37	<0,3	<0,10
Mrz ´06	98	5,8	23	2,1	1,00	0,55	<0,02	2,7	1,4	<0,10	0,11	<0,3	<0,10
Apr ´06	31	6,4	36	3,3	1,60	1,20	<0,02	2,2	1,3	1,00	0,16	<0,3	<0,10
Mai ´06	107	5,9	16	1,5	0,62	0,33	<0,02	2,1	0,8	0,71	0,06	<0,3	<0,10
Jun ´06	20	5,9	42	4,2	1,50	1,00	0,03	6,9	4,5	0,92	0,30	0,5	<0,10
Jul ´06	38	6,1	25	2,8	1,60	0,92	0,05	1,1	<0,3	0,54	0,11	0,3	<0,10
Aug ´06	162	5,5	12	1,3	0,49	0,36	<0,02	1,2	0,7	<0,10	0,08	<0,3	<0,10
Sep ´06	25	5,9	37	3,1	1,40	0,89	0,05	4,2	2,1	0,78	0,31	0,6	<0,10
Okt ´06	66	5,8	17	1,3	0,80	0,37	<0,02	1,9	0,8	0,12	0,10	0,4	<0,10
Nov ´06	107	5,4	63	3,0	0,52	0,30	<0,02	14	7,7	1,00	0,41	0,4	<0,10
Dez ´06	55	4,9	20	1,7	0,83	0,48	<0,02	2,4	1,3	0,20	<0,05	<0,3	<0,10
Fracht ´06	**786**	**5,8**	**30**	**16,71**	**6,74**	**3,94**	**(0,11)**	**31,71**	**16,78**	**3,22**	**1,29**	**(1,85)**	**(0,39)**
Fracht ´03-´06 ($\bar{X}$)	**776**	**5,8**	**33**	**17,51**	**6,63**	**4,03**	**(0,25)**	**34,46**	**18,95**	**2,48**	**2,10**	**(1,80)**	**(0,39)**

[1] Fehlende Daten im Mai ´04 wurden durch gleitende Mittelwerte gemäß NLÖ (1993) interpoliert.

Tab. 37: Gemessene und um den meeresbürtigen Salzanteil nach GAUGER et al. (2000) korrigierte Bulk-Deposition von SO_4, Cl, Na, Mg und K (kg/ha·a) im Stapeler Moor 2003-2006.

	SO_4	Cl	Na	Ca	Mg	K
mittlere Jahresfracht ´03-´06 - unkorrigiert -	17,5	34,5	19,0	2,5	2,1	1,8
mittlere Jahresfracht ´03-´06 - meersalzkorrigiert -	15,2	12,4	0	1,7	0	1,4

Der Einfluss der Sulfateinträge auf das NSG Lengener Meer ist aufgrund der dargestellten Zusammenhänge schwer zu beurteilen, zumal eine konkrete Bilanzierung anhand der vorliegenden Daten nicht möglich ist. Liegt der anthropogen verursachte Anteil der Deposition tatsächlich im unteren Bereich der Schätzskala, ist wohl nur ein geringer Einfluss auf das Untersuchungsgebiet zu erwarten. Treffen die höheren Werte über 10 kg/ha·a zu, sind zumindest weitere Schädigungen der Flechten wahrscheinlich.

3.3.4.3. Stickstoff

Im Bereich des Stapeler Moores wurden zwischen 2003 und 2006 Ammoniumfrachten zwischen 6,3 und 6,9 kg/ha·a gemessen. Dies entspricht den bundesweiten Mittelwerten für die späten 1980er Jahre und ist daher im überregionalen Vergleich angesichts der 1995 gemessenen mittleren Deposition von 5,6 kg/ha·a leicht erhöht (GAUGER et al. 2000). Allerdings waren in Nordwestdeutschland aufgrund der hohen Dichte von landwirtschaftlichen Emittenten von Ammoniak schon immer höhere Ammoniumwerte gemessen worden, die sich in den letzen 20 Jahren kaum verändert haben.

Die Nitratdeposition ist mit Frachten von 3,9 bis 4,2 kg/ha·a etwas niedriger und entspricht dem bundesweiten Trend. Dieser zeigt seit 1987 einen Rückgang der Nitratfrachten von 5,0 auf 4,1 kg/ha·a (1995), was einer Verringerung von 17 % entspricht. Ostfriesland lag dabei bis 1995 im überregionalen Bereich meistens leicht über dem bundesweiten Durchschnitt, so dass die aktuellen Werte einen weiteren, leichten Rückgang der Nitratdeposition vermuten lassen.

Aus der Addition der Depositionswerte von Ammonium und Nitrat ergibt sich eine mittlere Gesamt-Stickstoff(bulk-)deposition von 10,6 kg/ha·a. Damit liegt dieser Wert deutlich über dem „Critical Load" für Stickstoffeinträge in Hochmoore in Nordwestdeutschland von 5 kg/ha·a (NAGEL et al. 2004). Die natürlichen Stickstoffimmissionen werden zwischen 1 und 5 kg/ha·a eingeschätzt und liegen damit noch unterhalb der „Critical Loads" (FIRBAS 1952, HÖLSCHER et al. 1994). Bereits die Jahresfracht von Ammonium übersteigt schon diese Werte, zusammen mit der Nitrat-Jahresfracht ist die Belastung allein durch die nasse Deposition

schon doppelt so hoch wie der Grenzwert für Umweltverträglichkeit. Die durch den Bulk-Sammler nur zum Teil erfasste trockene Deposition von Nitrat und Ammonium hat nach GAUGER et al. (2000) eine ähnliche Größenordnung wie die rein nasse Deposition (grobe Annäherungsberechnung s. Tab. 38), so dass die tatsächliche Gesamt-Stickstoffdeposition im Gebiet zwischen 15 und 20 kg/ha·a liegen sollte. Damit wird in das Stapeler Moor die drei- bis vierfache Menge der für das Ökosystem als kritisch angesehenen Stickstoffmenge bzw. ein Vielfaches der natürlichen Immissionen eingetragen.

Zwar sind die Nitrateinträge aufgrund von Umweltschutzmaßnahmen zurzeit rückläufig, die Einträge von Ammonium jedoch seit vielen Jahren konstant (GAUGER et al. 2000, http://www.umwelt.niedersachsen.de), so dass eine Unterschreitung des „Critical Load" in naher Zukunft nicht zu erwarten ist.

	NH_4	NO_3	N_t
Bulk-Deposition	7	4	11
davon Nass-Deposition	5	3	8
davon Trocken-Deposition	2	1	3
Gesamt Trocken-Deposition	6	3	9
Gesamt-Deposition	**11**	**6**	**17**

Tab. 38: Bulk-Deposition und deren Anteil an Nass- und Trockendeposition nach DÄMMGEN et al. (1995) und Gesamt-Trockendeposition und Gesamt-Deposition errechnet nach GAUGER et al. (2000). Da die Berechnungen auf exemplarischen Messungen der Zusammensetzung der Bulk-Deposition und einer Modellierung der Gesamt-Trockendeposition beruhen, sind die Werte auf ganze Zahlen gerundet und nur als grober Annäherungswert zu verstehen.

Angaben in kg/ha·a.

Erhöhte Stickstoffeinträge wirken auf das Ökosystem Hochmoor auf vielfältige Weise schädigend. Sie fördern das Wachstum einiger mit erhöhter Produktivität auf Stickstoffgaben reagierenden Gefäßpflanzen wie *Molinia caerulea* (GOODMAN & PERKINS 1968a, MALMER et al. 2003, TOMASSEN et al. 2004), die dadurch schwächere Gefäßpflanzen und die Torfmoose verdrängen. Da zudem viele konkurrenzschwache Hochmoorspezialisten an eine Ammoniumernährung angepasst sind (ELLENBERG 1977), wird dieser Effekt insbesondere durch die Nitrateinträge verstärkt, zumal durch höhere Ammoniumimmissionen die Nitratreduktase der Torfmoose inhibiert wird und dadurch der Überschuss an Nitrat den höheren, nitratverwertenden Pflanzen zur Verfügung steht (WOODIN & LEE 1987, TWENHÖVEN 1992). Die unter natürlichen Bedingungen vorherrschende Monopolstellung der Torfmoose in Bezug auf die Aufnahme der eingetragenen Nährstoffe in das Ökosystem geht deshalb durch höhere Einträge verloren. Weiterhin ergaben Untersuchungen an einigen Torfmoosarten, dass erhöhte Stick-

stoffgehalte auf die ombrotrophen Sphagnen auch direkt wachstumshemmend wirken können (PRESS et al. 1986, RUDOLPH & VOIGT 1986, BAXTER et al. 1992, TWENHÖVEN 1992). Das Zusammenspiel dieser verschiedenen Faktoren kann schließlich eine Verschiebung des Konkurrenzgefüges zugunsten der Phanerogamen oder minerotrophen Sphagnen zur Folge haben. Die Ausbreitung von *Sphagnum fallax*-, Pfeifengras- und Gehölzbeständen im Hochmoor sind daher nicht ausschließlich auf die Entwässerung zurückzuführen, sondern finden ihre Ursache auch zu einem großen Teil in den Stickstoffeinträgen. Damit stellen diese eine hohe Belastung für die naturnahen Bereiche im NSG Lengener Meer dar und sind neben der Entwässerung als weiterer Hauptgefährdungsfaktor zu werten.

3.3.4.4. Phosphat und Kalium

Der Eintrag von Phosphat und Kalium über die atmosphärische Deposition ist mit 0,1 bis 0,5 kg/ha·a (P) bzw. 1,3 bis 2,6 kg/ha·a (K) zurzeit als sehr geringfügig einzuschätzen. Bei Kalium sind zudem ca. 10-20 % der Immissionen meeresbürtig und damit nicht anthropogen bedingt (GAUGER et al. 2000). Da bei beiden Ionen zudem über 50 % der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen und deshalb als 0,5*BG festgelegt wurden (s. III.3.2.6.), obwohl sie eventuell auch gar kein P oder K enthielten, liegen die berechneten Werte vermutlich höher als die tatsächlichen. Daher kann man davon ausgehen, dass von Phosphat- und Kaliumeinträgen in das NSG Lengener Meer derzeit keine Beeinträchtigung für das Gebiet zu erwarten ist.

3.3.4.5. Chlor, Natrium, Magnesium, Calcium und Fluor

Nennenswerte Gehalte in den Niederschlägen wiesen lediglich Chlor und Natrium mit mittleren Jahresfrachten von 34 bzw. 19 kg/ha·a auf, was zum Teil auf die Nähe zum Meer zurückzuführen ist und daher eine natürliche Deposition darstellt, die auf das Moor schon seit seiner Entstehung wirkt. Insbesondere die Natriumdeposition wird in Meeresnähe zu 100 % als meeresbürtig angesehen, während die Chlordeposition im Gebiet zu etwa 64 % aus dem Meer stammt. Die korrigierte Na-Deposition beträgt dementsprechend 0 kg/ha·a; bei Chlor beträgt die anthropogene Deposition hingegen noch 12 kg/ha·a. GAUGER et al. (2000) geben allerdings für Deutschland den meeresbürtigen Chloranteil mit bis zu 95 % an, so dass der berechnete Wert wie beim Sulfat (s. o.) eventuell noch zu hoch ist und dementsprechend bei ca. 2 kg/ha·a liegen müsste. Es kann also insgesamt davon ausgegangen werden, dass die

Frachten von Chlor und Natrium zum größten Teil natürlichen Ursprungs sind und der geringe anthropogene Anteil keine große Störung für das Ökosystem darstellt.
Magnesium und Calcium haben hingegen schon unkorrigiert sehr niedrige Frachten von etwa 2 bis 3 kg/ha·a, die korrigiert mit 0 kg/ha·a und 1,7 kg/ha·a als sehr gering einzustufen sind. Die Deposition von Mg und Ca wird daher wohl ebenfalls keinen starken Einfluss im Gebiet haben. Gleiches gilt für Fluor, das im Gebiet gar nicht nachgewiesen werden konnte.

3.3.4.6. Schwermetalle

Schwermetalle werden durch industrielle Staubemissionen und den Straßenverkehr in die Atmosphäre emittiert und dadurch in die Ökosysteme eingetragen, wo sie sich mit der Zeit anreichern (http://www.umwelt.niedersachsen.de/master/C4506620_L20_D0_I598_h1.html, Link vom 11.09.2007). Diese Akkumulation kann in Ökosystemen einen Stressfaktor darstellen, vergleichbar mit dem „Sauren Regen". Tendenziell ist die Schwermetalldeposition seit etwa 15 Jahren leicht rückläufig, was vor allem auf Emissionsminderungsmaßnahmen und die Einführung von bleifreiem Benzin zurückzuführen ist.
Eine atmosphärische Deposition der Schwermetalle Cr, Pb, Cd, Ni und Hg war im gegebenen Messzeitraum im Stapeler Moor nicht nachweisbar (Tab. 39). Alle Werte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze, so dass von diesen Schwermetallen höchstwahrscheinlich keine Beeinträchtigung des Gebiets zu erwarten ist. Ähnliches gilt auch für Cu, das nur in etwa 50 % der Messungen mit geringen Gehalten von 1,1 bis 3,1 µg/l nachgewiesen werden konnte. Die mittlere Jahresfracht von 0,0061 kg/ha·a stellt wiederum aufgrund des Rechenweges den Maximalwert dar (s. o.), liegt aber tatsächlich vermutlich deutlich darunter, so dass die Kupferdeposition ebenfalls als sehr geringfügig einzustufen ist.
Als einziges Schwermetall wies Zink fast durchgehend messbare Werte im Niederschlagswasser auf und stellt daher mit einer mittleren Jahresfracht von 0,154 kg/ha·a eine Einflussgröße im Stapeler Moor dar. Für die aktuellen Zinkdepositionen wurden bisher keine „Critical Loads" festgelegt (NAGEL et al. 2004), die Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, Anh. 2, Abs. 5) sieht hingegen einen Grenzwert von 1,2 kg/ha·a für die jährliche Zinkfracht vor. Dieser Wert wird von der aktuellen mittleren Jahresfracht im Stapeler Moor weit unterschritten. WANDTNER (1981) fand im NSG Lengener Meer in Pflanzen- und Torfproben keine grundlegend unterschiedlichen Schwermetallgehalte gegenüber anderen Mooren im niedersächsischen Tiefland. Die Zinkgehalte lagen dabei in den Pflanzenproben zwischen 33 und 60 ppm und damit im nicht-toxischen Bereich.

Tab. 39: Schwermetalldeposition im Stapeler Moor von Januar 2003 bis Dezember 2006. Daten der Depositionsmessstelle Stapelermoor des NLWKN Aurich. Ionenkonzentrationen in µg/l, Fracht: Jahresfracht in kg/ha·a (s. III.3.2.6.), ( ): 50 % der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Zeitraum	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni	Hg	Zn
Jan ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Feb ´03	1,2	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	69
Mrz ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	22
Apr ´03	1,3	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	41
Mai ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	25
Jun ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	31
Jul ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	40
Aug ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Sep ´03	1,5	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Okt ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	15
Nov ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	18
Dez ´03	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Fracht ´03	**(0,0051)**	**(0,0035)**	**(0,0035)**	**(0,0004)**	**(0,0106)**	**(0,0001)**	**0,142**
Jan ´04	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Feb ´04	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Mrz ´04	1,4	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	15
Apr ´04	3,1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	23
Mai ´04	-	-	-	-	-	-	-
Jun ´04	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Jul ´04	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	11
Aug ´04	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	18
Sep ´04	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	11
Okt ´04	1,1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	16
Nov ´04	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	34
Dez ´04	1,9	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	21
Fracht ´04[1]	**(0,0072)**	**(0,0045)**	**(0,0045)**	**(0,0004)**	**(0,0135)**	**(0,0001)**	**0,122**
Jan ´05	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	14
Feb ´05	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	34
Mrz ´05	1,2	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	15
Apr ´05	1,3	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	21
Mai ´05	1,2	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	18
Jun ´05	1,4	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	22
Jul ´05	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	22
Aug ´05	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	40
Sep ´05	1,2	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	22
Okt ´05	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	34
Nov ´05	1,0	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	36
Dez ´05	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	29
Fracht ´05	**(0,0059**	**(0,0036)**	**(0,0036)**	**(0,0004)**	**(0,0107)**	**(0,0001)**	**0,186**
Jan ´06	1,4	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	41
Feb ´06	1,0	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	18
Mrz ´06	1,5	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	11
Apr ´06	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	31
Mai ´06	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	14
Jun ´06	2,6	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	40
Jul ´06	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	37
Aug ´06	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	12
Sep ´06	1,9	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	91
Okt ´06	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	<10
Nov ´06	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	29
Dez ´06	<1	<1	<1	<0,1	<3	<0,03	20
Fracht ´06	**(0,0062)**	**(0,0039)**	**(0,0039)**	**(0,0004)**	**(0,0118)**	**(0,0001)**	**0,167**
Fracht ´03-´06 (X̄)	**0,0061**	**0,0039**	**0,0039**	**0,0004**	**0,0116**	**0,0001**	**0,154**

[1] Fehlende Daten im Mai ´04 wurden durch gleitende Mittelwerte gemäß NLÖ (1993) interpoliert.

3.4. Fazit der boden- und gewässerchemischen Messungen

Zusammengefasst lassen sich folgende Prozesse aus den boden- und gewässerchemischen Untersuchungen im NSG Lengener Meer ableiten:

- Naturnahe Vegetationseinheiten sind durch überwiegend geringe Nährstoffgehalte gekennzeichnet.
- Auch die Pfeifengrasbestände zeichnen sich durch geringe Nährstoffgehalte aus, allerdings verhindert vermutlich die hohe Aufnahme durch das produktive Gras eine vollständige Erfassung der Mineralisation in diesem Vegetationstyp.
- Die Birkenbestände und Gagelgebüsche sind durch stark erhöhte Nährstoffgehalte gegenüber den übrigen Vegetationseinheiten gekennzeichnet.
- In den Gagelbeständen findet eine starke Anreicherung von Stickstoff statt.
- Während der Wintermonate findet im Gebiet eine starke Nährstofffreisetzung durch Frostwechselprozesse statt
- Im Schwingrasen des Lengener Meeres sind die Stickstoff- Phosphat- und Kaliumgehalte gegenüber den Schwingrasen der übrigen Kolke ca. fünffach erhöht.
- Die Gewässer des Untersuchungsgebiets weisen geringe Mineralstoffgehalte auf und sind daher in Bezug auf ihren Nährstoffhaushalt als naturnah einzustufen.
- Ein starker Austrag von Nährstoffen aus dem Gebiet in die Randgräben wurde nicht festgestellt.
- Der Stoffeintrag von Stickstoff über atmosphärische Deposition wird zwischen 15 und 20 kg/ha·a eingeschätzt und übersteigt damit die „Critical Loads" für Hochmoore um das drei- bis vierfache.

IV. Naturschutz

1. Einleitung

In der Einführung in das Untersuchungsgebiet (s. II.4.) wird die Entwicklung der Umgebung des Lengener Meeres vom ursprünglichen Hochmoor mit einer Flächenausdehnung von ca. 6900 ha zum heutigen Naturschutzgebiet ausführlich beschrieben. Dieser seit 1940 unter Schutz gestellte 140 ha große Ausschnitt der einstigen Moorlandschaft steht auch heute noch unter dem Einfluss der historischen anthropogenen Eingriffe in das Ökosystem innerhalb und außerhalb seiner Fläche. Im folgenden Kapitel sollen diese Störungen, die hauptsächlich auf Eingriffen in den Wasserhaushalt beruhen, dargestellt werden. Dabei werden auch die bisherigen Schutzmaßnahmen erörtert und bewertet, eigene Lösungsansätze zur Wiederherstellung des ökosystemaren Gleichgewichts beschrieben und das Regenerationspotential des NSG Lengener Meer eingeschätzt. Abschließend werden grundsätzliche Probleme bei der Verwirklichung des Naturschutzes diskutiert und die Realisierung der Schutzziele im Untersuchungsgebiet anhand der Ergebnisse dieser Arbeit hinterfragt.

2. Wasserhaushalt des NSG Lengener Meer

2.1. Zur Hydrologie von Hochmooren

Der Wasserhaushalt von ungestörten Hochmooren ist anders als bei terrestrischen System vergleichsweise einfach, da er zum größten Teil ein mehr oder weniger geschlossenes System darstellt. Dies kommt durch den hohen Raumwiderstand der unteren Torfschichten (Schwarztorf) zustande, die das Hochmoor nach unten abdichten und so vom Grundwasser unabhängig machen (BADEN & EGGELSMANN 1964, BARTELS & KUNZE 1973, EDOM 2001). Oft wird diese Isolation noch durch Stauschichten im Mineralboden, wie Orterde oder Ortstein, verstärkt (SCHÜTTE 1930, PFAFFENBERG 1939). Daher besitzt das Ökosystem einen eigenen Moorwasserspiegel, der ausschließlich vom Regenwasser gespeist wird und somit nicht als Grundwasser, sondern als Stauwasser aufgefasst werden muss (EGGELSMANN 1982). Die Niederschläge werden vom Akrotelm, der aus den obersten Torfschichten und der leben Vegeta-

tion besteht, aufgenommen (JOOSTEN 1993). Überschüssige Wassermengen entstehen nur im Spätherbst und Winter (EGGELSMANN 1971) und werden zum größten Teil oberflächlich in die Kolke oder als zentrifugaler Abfluss entlang des geneigten Randgehänges über die Rüllen in das Lagg und in die Fließgewässer am Geestrand abgegeben (WEBER 1902, EGGELSMANN 1967, UHDEN 1967). Daneben kommt es auch zu geringfügigeren Abflüssen innerhalb des Akrotelms und nur ein kleiner Anteil des Niederschlagswassers versickert vertikal in den Katotelm (UHDEN 1967, EGGELSMANN 1967), der sich unterhalb der Oszillationsamplitude des Moorwasserspiegels befindet und daher ständig wassergesättigt ist. Weitere Wasserverluste kommen durch Evaporation an der Mooroberfläche und durch Transpiration der Vegetation zustande (BADEN & EGGELSMANN 1964). Das Hauptverbreitungsgebiet der Moore ist durch hohe Niederschläge und geringe Evapotranspiration infolge häufiger Bewölkung gekennzeichnet, so dass in natürlichen Hochmooren immer ein ausgeglichener Wasserhaushalt mit geringen Schwankungen besteht, welche der Niederschlagskurve folgen (EGGELSMANN 1981, JECKEL 1986). Dabei können Trockenperioden durch eine Entquellung der Torfe und eine damit verbundene Oszillation der Oberfläche kompensiert werden.

Wird der Moorkörper durch Gräben entwässert, kommt es zu einer Durchlüftung der oberen Schichten, die eine Sackung der Torfe durch Schrumpfung und Torfzehrung durch Mineralisation zur Folge hat (BADEN & EGGELSMANN 1963, EGGELSMANN 1972). Diese Vorgänge sind nur in einem geringen Umfang reversibel, schon nach kurzer Zeit kann der Wasserhaushalt des Moores je nach Tiefe und Dichte des Grabennetzes erheblich gestört sein und es kommt zu verstärkten Ausflüssen aus dem Moor (EGGELSMANN 1971). Nach einigen Jahren stellt sich dann wieder ein neues Gleichgewicht ein, da mit der Torfsackung eine zunehmende Lagerungsdichte auftritt, die den Moorkörper wieder nach außen abdichtet (BADEN & EGGELSMANN 1963, EDOM 2001). Grundwassermessungen von PILLE (1978) zeigten, dass am Nordrand des Lengener Meeres teilweise schon bei einer Distanz von 15 m vom Seitengraben (Maximum: 50 m) wieder hochmoortypische Moorwasserstände erreicht wurden.

Auf Basis dieser hydrologischen Mechanismen des Hochmoores werden im Folgenden die Störungen im Wasserhaushalt des NSG Lengener Meer ausführlich beschrieben, bisherige hydrologische Schutzmaßnahmen dargestellt und erste Erfolge aufgezeigt.

2.2. Entwässerungen im Gebiet

2.2.1. Entwässerungen vom 18. Jahrhundert bis 1900

Im Laufe des 18. Jahrhunderts erfasste die Moorbrandkultur im Stapeler Moor auch die Fläche des heutigen Untersuchungsgebiets (s. II.4.3.4.) und überzog die Oberfläche mit Feldwegen, die beiderseits mit Entwässerungsgräben versehen waren (Abb. 22, S. 32, Abb. 146, Abb. 147). Zusätzlich kam es zum Aushub von Gräben wie der Lengenermeersbäke, die vom Lengener Meer zum Großen Bullenmeer führte und dabei durch Stichgräben auch mit den übrigen größeren Kolken im Gebiet verbunden wurde (Abb. 18, S. 28, Abb. 25, S. 35, Abb. 148). Damit fand zu dieser Zeit vor ca. 250 bis 200 Jahren zum ersten Mal eine direkte Entwässerung des Gebiets statt, die den Wasserhaushalt nachhaltig beeinflusste. Da zudem das Untersuchungsgebiet genau im Brennpunkt von drei Wasserscheiden liegt (s. II.3.3.), konnte der Wasserentzug nahezu in alle Himmelsrichtungen wirken und war damit noch effizienter.

2.2.2. Entwässerungen 1900 bis 2005

Noch vor der Unterschutzstellung im Jahr 1940 kam es zu weiteren Eingriffen in den Wasserhaushalt des zukünftigen NSG (s. Anhang zu II). Der Bau des Zollwegs 1937 war ein tiefer Einschnitt für das Stapeler Moor, weil dadurch erstmals eine Durchquerung im Nordteil geschaffen wurde. Durch die beiden Seitengräben entstand eine neue Entwässerung, die zudem mit den inzwischen immer stärker ausgebauten Vorflutern am Gebietsrand in Verbindung stand. So wurde insbesondere der südliche Seitengraben des Zollwegs für die Fläche des NSG zum wirkungsvollen Vorfluter und gleichzeitig die zukünftige nördliche Gebietsgrenze (Abb. 149).
Auch im Süden und Westen entstanden zu dieser Zeit Grenzgräben zu den umgebenden Flächen, so dass bei der Unterschutzstellung bereits nahezu die gesamte Fläche des Gebiets von einem Grabensystem umgeben war (Abb. 153). Dies allein wäre nur für den Gebietsrand zum Problem geworden und hätte sich auf die zentralen Flächen wohl nur schwach ausgewirkt. Mit dem Bau der neuen Gräben wurden jedoch die zahlreichen Gräben aus der Moorbrandkultur angeschnitten, die weit in die Fläche hineinreichten und das gesamte Gebiet nun noch wesentlich effizienter entwässerten (Abb. 150).

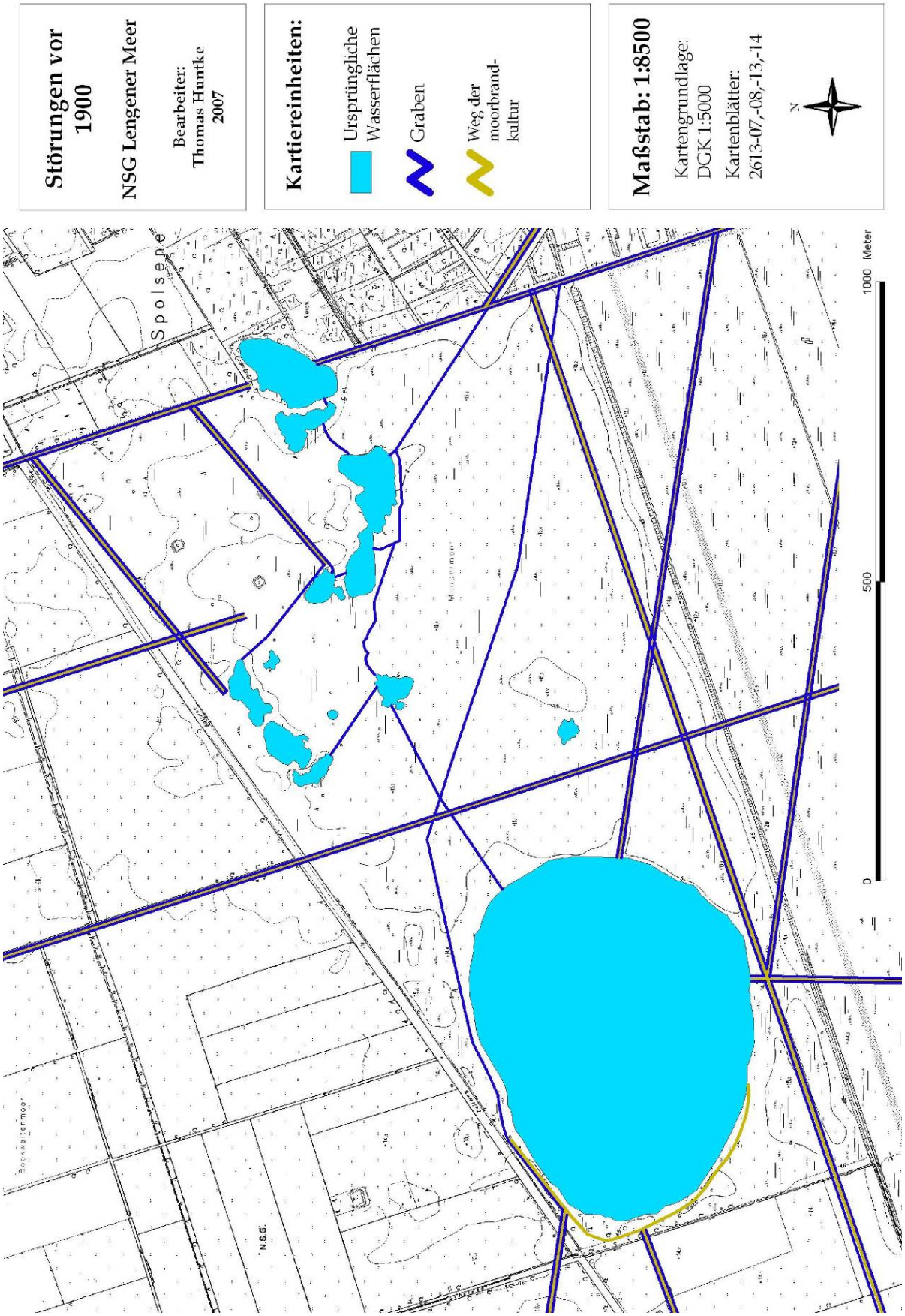


Abb. 146: Aus der Moorbrandkultur hervorgegangene Störungen des NSG Lengener Meer bis ca. 1900 in Form von Entwässerungsgräben zu den Kolken und Feldwegen in der Fläche mit je zwei Seitengräben. Zur besseren Orientierung ist die heutige Umgebungskarte mit dargestellt, diese Strukturen fehlten um 1900 noch weitgehend. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

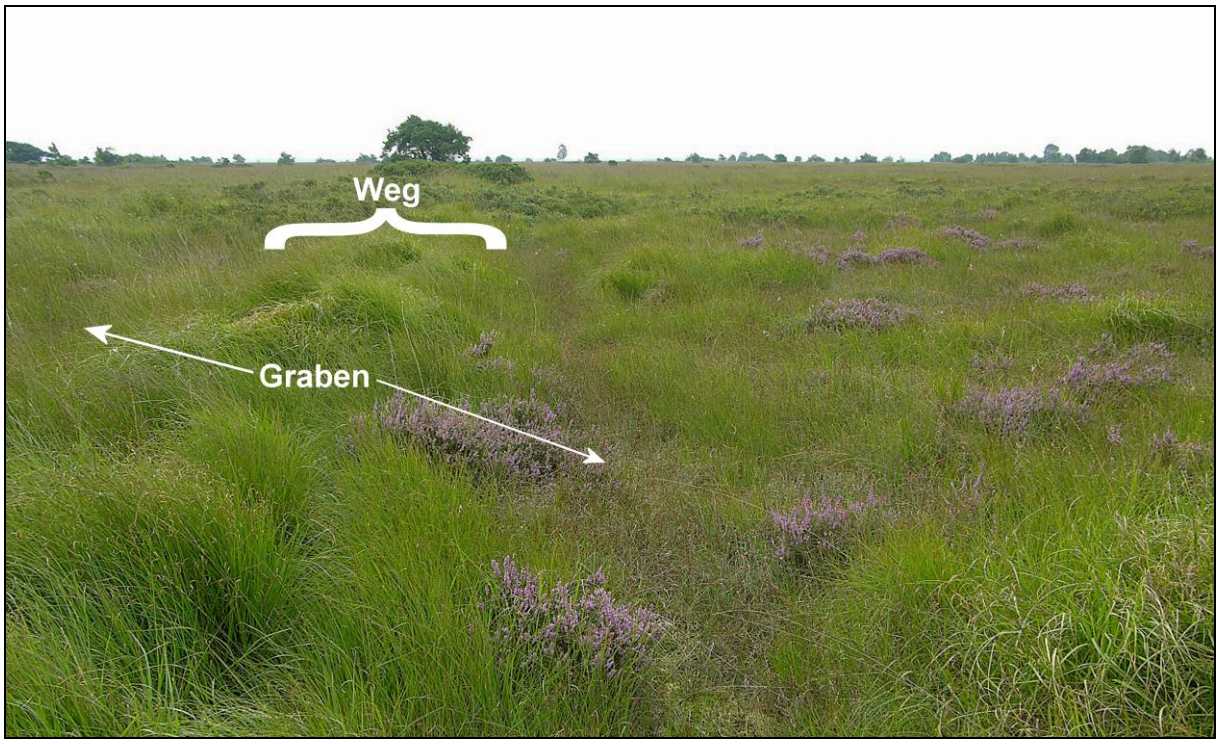


Abb. 147: Die alten Wege der Moorbrandkultur sind im Gelände nur bei genauem Hinsehen zu identifizieren. August 2004.

Abb. 148: Ein alter Graben im Nordosten des Lengener Meeres im August 2004. Am Grabenrand zeigt sich eine üppige Entwicklung des Pfeifengrases, während im Graben eine Verlandung stattgefunden hat, die heute naturnahe Bult-Schlenken-Komplexe aufweist.

Seit den 1930er Jahren wurde auch das Lengener Meer gezielt entwässert, indem sporadisch durch Unbekannte illegale Stichgräben zu den Randgräben ausgehoben wurden. So entstanden bis 1959 sieben Gräben, die dem Meer erhebliche Wassermengen entzogen und zur raschen Verlandung und sicherlich auch zur Eutrophierung seines Schwingrasens beitrugen (s. III.2.2.1.1., III.3.3.1.5.). Dies hatte für die Umgebung des Lengener Meeres drastische Folgen, da mit dem Absinken des Wasserspiegels im Meer auf die angrenzenden Flächen eine erhebliche Dränwirkung ausgeübt wurde, die in der Umgebung des Meeres die stärksten Vegetationsveränderungen im Gebiet auslöste (s. III.2.2.3.). 1975 entstand auch an Kolk I ein solcher Graben, woraufhin der Kolk in den nördlichen Seitengraben leerlief. Mit dem sinkenden Moorwasserspiegel im ganzen Gebiet erhöhte sich auch an den übrigen Kolken die Dränwirkung auf die Umgebung, was anhand der Vegetationskarten sehr gut nachzuvollziehen ist.

Weitere Wasserverluste erlitt das Gebiet durch passiven Wasserentzug von unmittelbar angrenzenden Torfabbauflächen. 1952 erreichte der industrielle Torfabbau im Stapeler Moor die Südgrenze des NSG und schaffte damit einen Geländeunterschied von mehreren Metern, der auf den Südrand stark entwässernd wirkte, so dass dieser in den Folgejahren stark absackte (Abb. 151, Abb. 152). Mit diesem randlichen Gefälle wurden wiederum die alten Entwässerungsgräben aus der Moorbrandkultur in ihrer Funktion verstärkt, was erneut eine Rückkopplung in die zentralen Flächen des NSG nach sich zog und damit die Entwässerung des gesamten Gebiets verstärkte. Auch im Spolsener Moor entstand ca. 1963 ein Torfstich, der direkt an die Grenze des NSG herangeführt wurde und dadurch auf den Ostteil des Gebiets stark entwässernd wirkte. Insbesondere das Rudelmeer wurde davon stark beeinträchtigt; darüber hinaus kam es wiederum über die übrigen Gräben zu einer Rückkopplung bis in die zentralen Flächen.

Alle beschriebenen Eingriffe lassen sich anhand der vorliegenden Luftbilder deutlich nachvollziehen (s. III.2.1.2.2.). Insbesondere in den alten Luftbildern sind die Feldwege und Gräben der Moorbrandkultur gut zu erkennen, auch die späteren Gräben heben sich deutlich von der Vegetation ab. Die daraus abgeleiteten Karten zeigen ein drastisches Bild von der Entwässerungssituation des NSG Lengener Meer, sofern man bereits vollzogene Schutzmaßnahmen unberücksichtigt lässt (s. IV.2.3.). Eine Zählung der Berührungspunkte der Binnengräben mit den umgebenden Randgräben ergab eine Anzahl von 30 potentiellen Wasseraustrittsstellen – eine bemerkenswert hohe Zahl. Zusammenfassend bedeutet dies für den Wasserhaushalt im NSG Lengener Meer, dass aufgrund von direkten und indirekten Wasserentzügen ein starkes Absinken des Moorwasserspiegels seit dem 18. Jahrhundert stattgefunden haben muss. Alle bisherigen Ergebnisse belegen diese Vermutung; insbesondere die starke Verlandung der Kolke und die rasche Sukzession sind dafür deutliche Anhaltspunkte (s. III.2.2.3.).

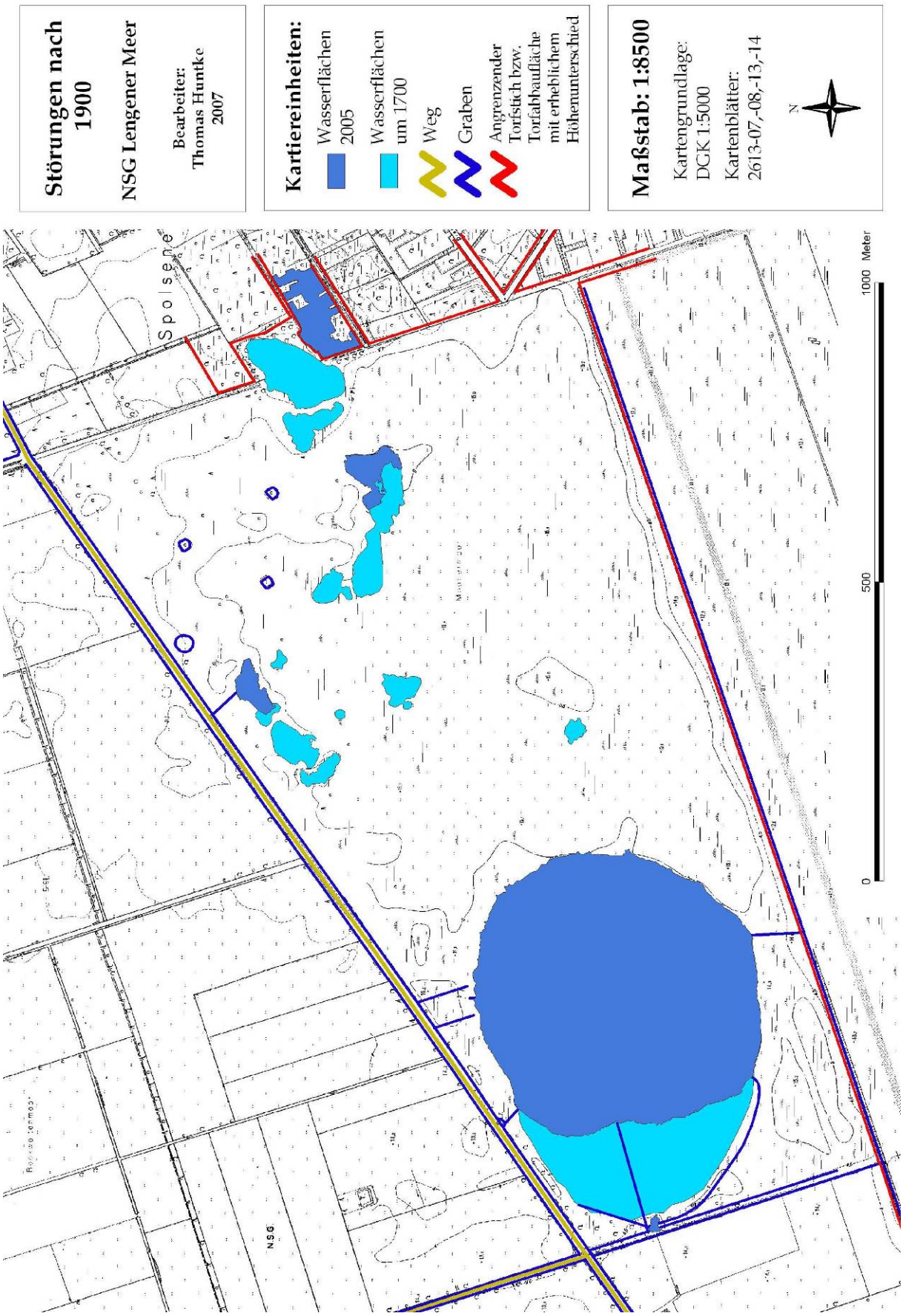


Abb. 149: Weitere tiefe Eingriffe in das Ökosystem des NSG Lengener Meer im 20. Jahrhundert in Form von Entwässerungsgräben, Wegebau und unmittelbar angrenzendem Torfabbau. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © AVKV.

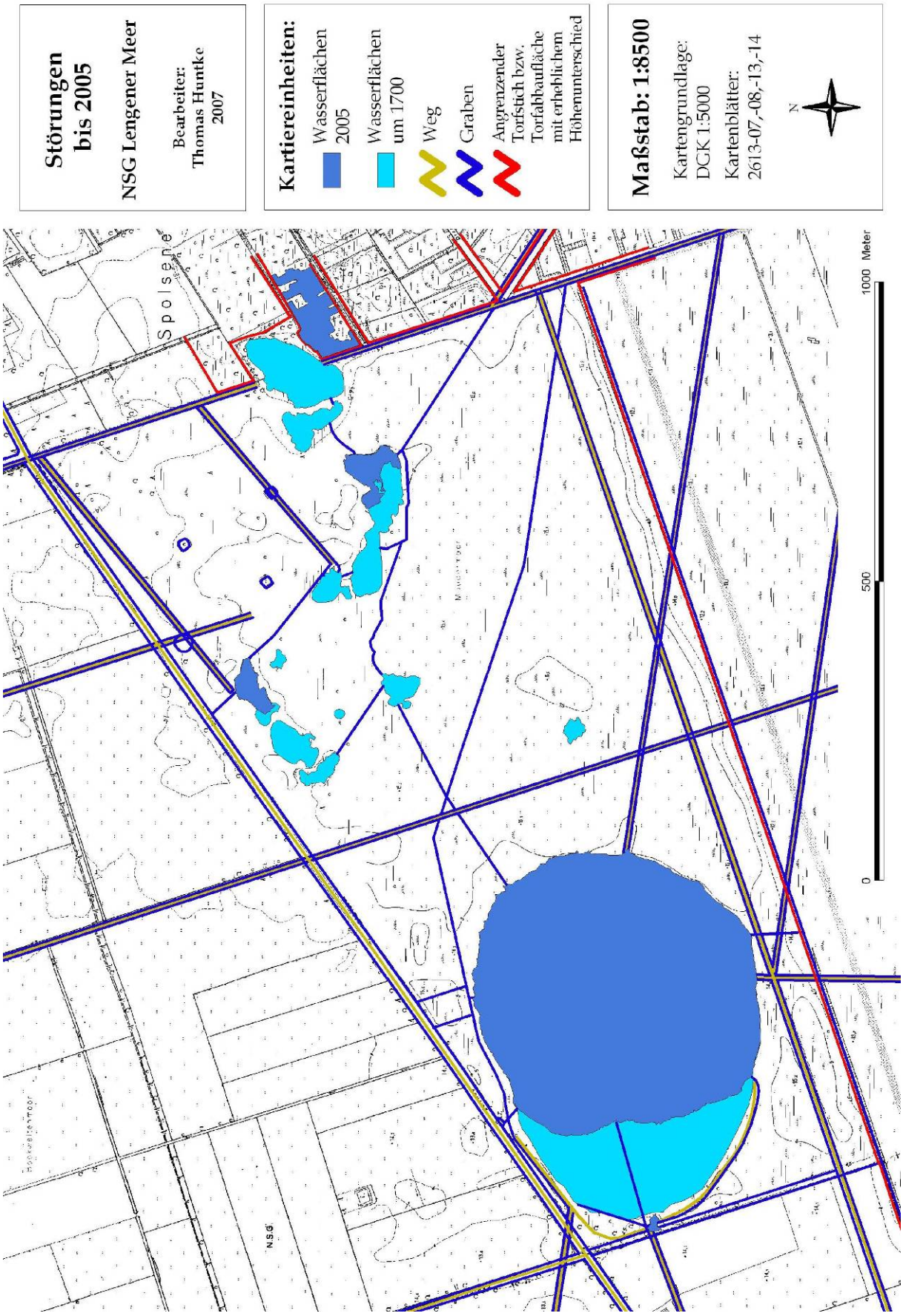


Abb. 150: Zusammenfassung der anthropogenen Eingriffe in das NSG Lengener Meer vom 18. Jahrhundert bis 2005. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

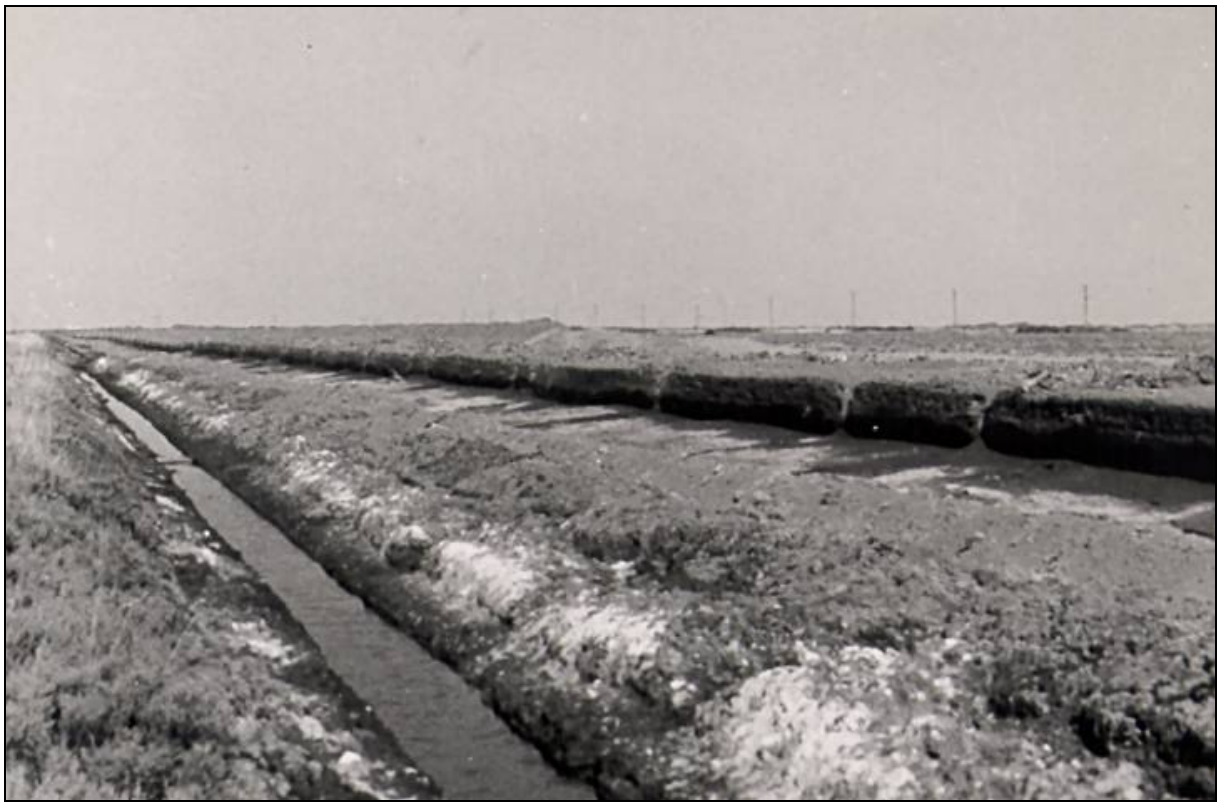


Abb. 151: Südgrenze des NSG Lengener Meer im Juli 1954. Ein tiefer Graben bildet die Grenze zur südlich angrenzenden Torfabbaufläche des Stapeler Moores (im Bild rechts). Foto aus SCHULZE (1954).

Abb. 152: Südgrenze des NSG Lengener Meer in Richtung Osten im August 2003. Der Höhenunterschied zwischen NSG-Fläche (links) und Torfabbaufläche (rechts) ist deutlich sichtbar.

Abb. 153: Einige Beispiele von Entwässerungsgräben im NSG Lengener Meer 2003 bis 2005. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

2.3. Bisher durchgeführte Schutzmaßnahmen

2.3.1. Maßnahmen bis 2005

Auf die nach der Schutzgebietsausweisung erfolgten Eingriffe wurde seitens der zuständigen Naturschutzbehörden meist rasch reagiert (s. Anhang zu II.). Die Gebietsakten enthalten neben Beschreibungen der Entwässerungsvorgänge oft auch Angaben über die Abdichtung der betreffenden Gräben durch die Staatliche Moorverwaltung. Dies geschah in den ersten Jahren noch recht einfach durch Verstopfen der Gräben an den Eintrittsstellen, später dann mit größerem technischen Aufwand und dadurch mit größerer Effizienz. Gelegentlich wird von verfallenen oder mutwillig zerstörten Abdichtungen berichtet, die meist erneute Abdichtungsmaßnahmen nach sich zogen. Auch die Austrittsstellen der Gräben der alten Feldwege wurden zum Teil bemerkt und abgedichtet. Im Zuge der ersten Pflege- und Entwicklungspläne von WIEGLEB et al. (1978) und LABUS (1984) und wurden die Maßnahmen systematischer durchgeführt. An vielen Stellen im Gebiet und am Gebietsrand erfolgten gründliche Abdichtungen der Gräben, die zum Teil mit Platten, Spundwänden und Plastikfolien durchgeführt wurden. Eine Karte der vorhandenen Stauanlagen findet sich bei LABUS (1984), ferner gibt es auch Aufzeichnungen bei der Staatlichen Moorverwaltung (Abb. 154).

2.3.2. Situation 2005

Während der Geländerarbeiten im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Gräben im NSG bemerkt und darüber hinaus am Gebietsrand einige Wasseraustritte festgestellt. Dies zog eine gründliche Identifizierung und Kontrolle der vorhandenen Gräben nach sich, deren Ergebnisse in Abb. 150 und Abb. 157 zusammengefasst sind. Alle Gräben wurden im Gelände nach starken Regenfällen während der Moorwasserhöchststände im Winter auf eventuelle Wasseraustritte untersucht. Leicht im Gebiet zu erkennen waren die breiteren Gräben wie die Lengenermeersbäke, da sie inzwischen weitgehend mit Torfmoosen verlandet sind (Abb. 148). Dagegen waren die Gräben der Feldwege teilweise wesentlich schwerer aufzufinden, da sie deutlich schmaler und sehr tief angelegt worden waren und dadurch zwischen den dichten und hohen Pfeifengrashorsten meist nicht zu sehen sind (Abb. 155). Darüber hinaus sind die Wege auch oft mit dichtem Gagelgebüsch bewachsen, was die Identifizierung der Gräben ebenfalls sehr erschwert.

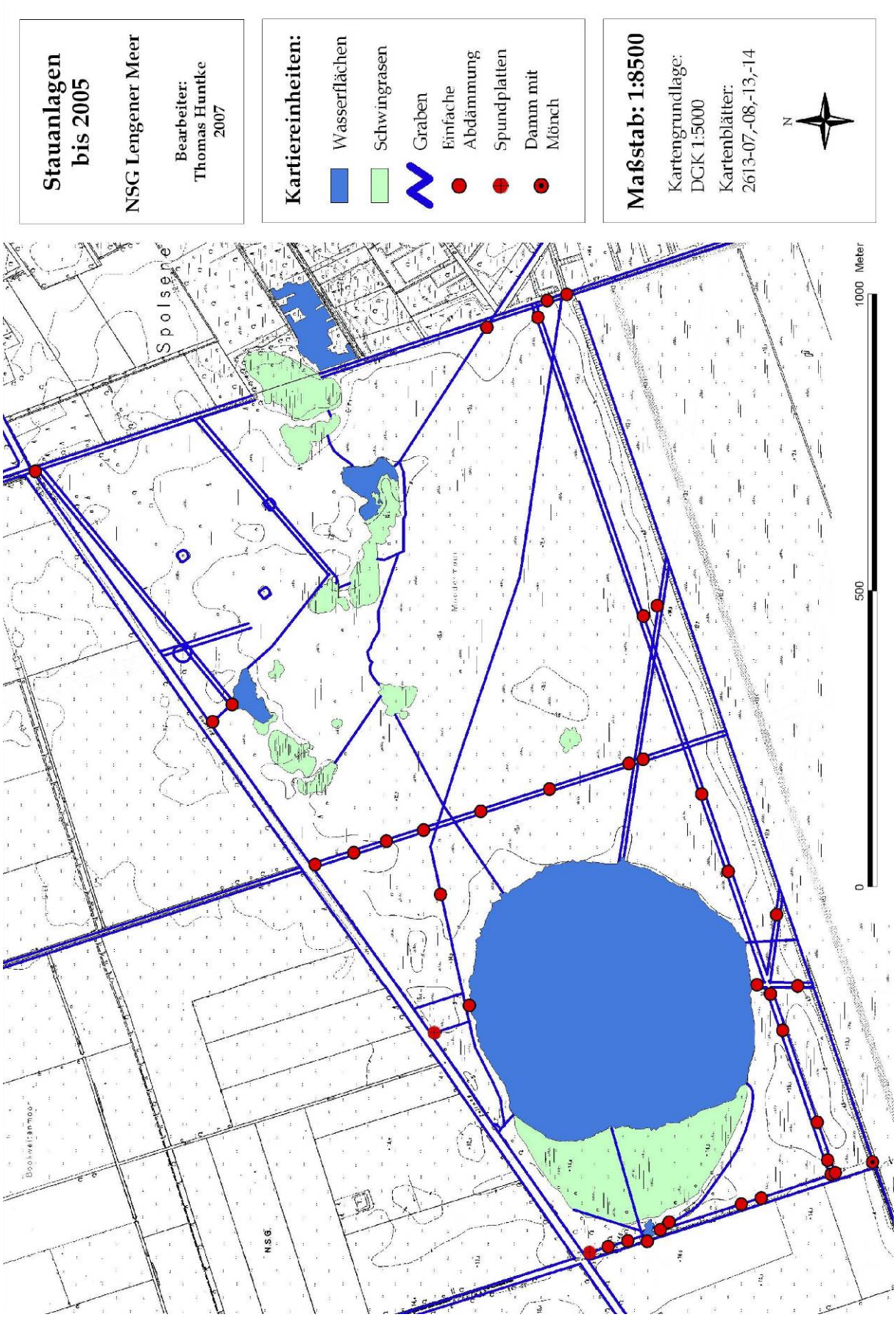


Abb. 154: Gräben und Stauanlagen im NSG Lengener Meer im Jahr 2005, letztere abgeleitet aus LABUS (1984) und aus Aufzeichnungen der Staatlichen Moorverwaltung.

Die Gräben der Feldwege stellen die größte Gefahr für den Wasserhaushalt des NSG dar, da sie wegen der Beschattung durch Pfeifengras und/oder Gagelstrauch überwiegend nicht verlandet sind und dadurch nur wenig von ihrer ursprünglichen Effizienz eingebüßt haben (Abb. 155).

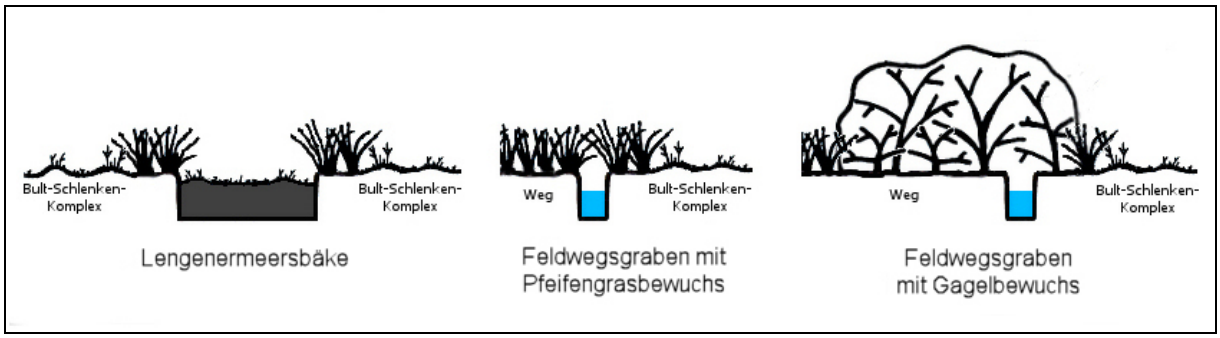


Abb. 155: Die reinen Entwässerungsgräben wie die Lengenermeersbäke sind im Gelände leicht zu identifizieren und meist stark verlandet. Demgegenüber sind die Gräben der Feldwege meist unter dichtem Pfeifengras oder Gagelgebüsch verborgen und dadurch immer noch sehr funktionsfähig.

Bei der Überprüfung der Schnittstellen der Binnengräben mit den Randgräben wurde 2005 an zehn Stellen Wasseraustritte festgestellt (Abb. 157). In den meisten Fällen handelte es sich dabei um langsam austretendes Sickerwasser, das nur während der Nässeperiode im Winter deutlich sichtbar floss, im Sommer hingegen oberflächlich nicht zu sehen war (Abb. 158, links oben). Obwohl diese Austritte meist nur langsam, aber stetig Wasser abgaben, hat das Untersuchungsgebiet seit den 1930er Jahren mit Sicherheit erhebliche Mengen an Gebietswasser verloren, was als Hauptgrund für die starke Ausbreitung der Degenerationsstadien vor allem am Gebietsrand zu werten ist. Gerade dieser Bereich ist davon besonders betroffen, da die Entstehung des sekundären Randgehänges (TÜXEN 1976) durch das Absacken der umgebenden kultivierten Flächen und die randliche Entwässerung den lateralen Wasserabfluss durch die Gräben vermutlich noch verstärkt hat (Abb. 156). Dadurch erhöhte sich insbesondere auch der Wasserdruck auf die Abdämmungen an den Randgräben.
Neben den Sickeraustritten wurde am Westrand des Gebiets im nur wenige Dezimeter breiten Torfdamm zwischen Kuhtränkenteich und westlichem Randgraben ein etwa armdickes Loch in Höhe der Grabensohle festgestellt (Abb. 158, links unten). Über diesen Austritt, der anscheinen unmittelbar mit dem Wasserkörper des Teiches in Verbindung stand, flossen beträchtliche Mengen Wasser aus dem Gebiet in den Randgraben. Da der Kuhtränkenteich über drei Gräben unmittelbar mit Wasser aus dem angrenzenden Meer gespeist wurde, konnte dieser Austritt auch dem Lengener Meer erhebliche Wassermengen entziehen. Dieses Loch wird schon 1984 bei LABUS erwähnt, weshalb anzunehmen ist, dass diese Entwässerung dem NSG Lengener Meer über viele Jahre beträchtliche Wasserverluste zugefügt hat.

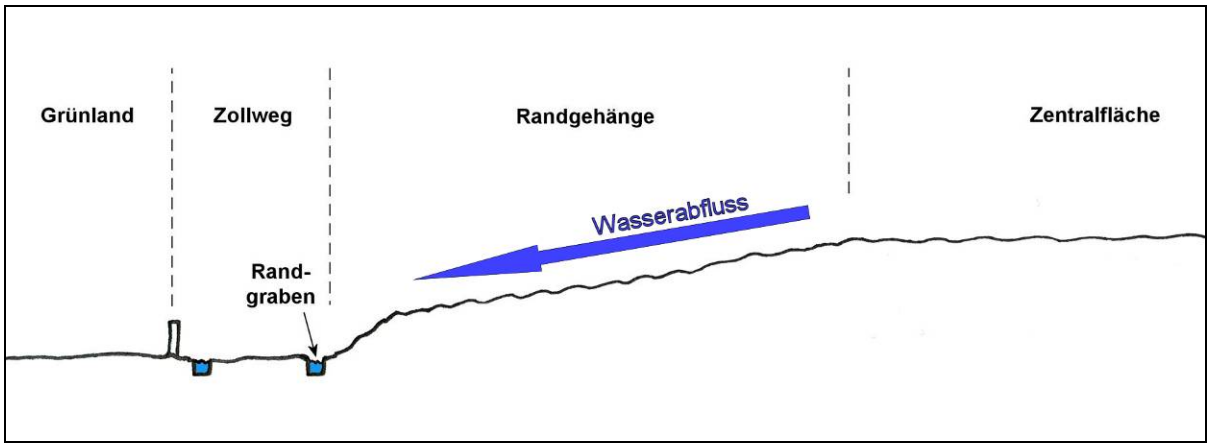


Abb. 156: Schema des Geländeprofils am Nordrand des NSG Lengener Meer. Durch das Absacken der umgebenden Kulturlandschaft und die randliche Entwässerung hat sich ein Randgehänge entwickelt, das die Entwässerung über die Gräben in diesem Bereich verstärkt.

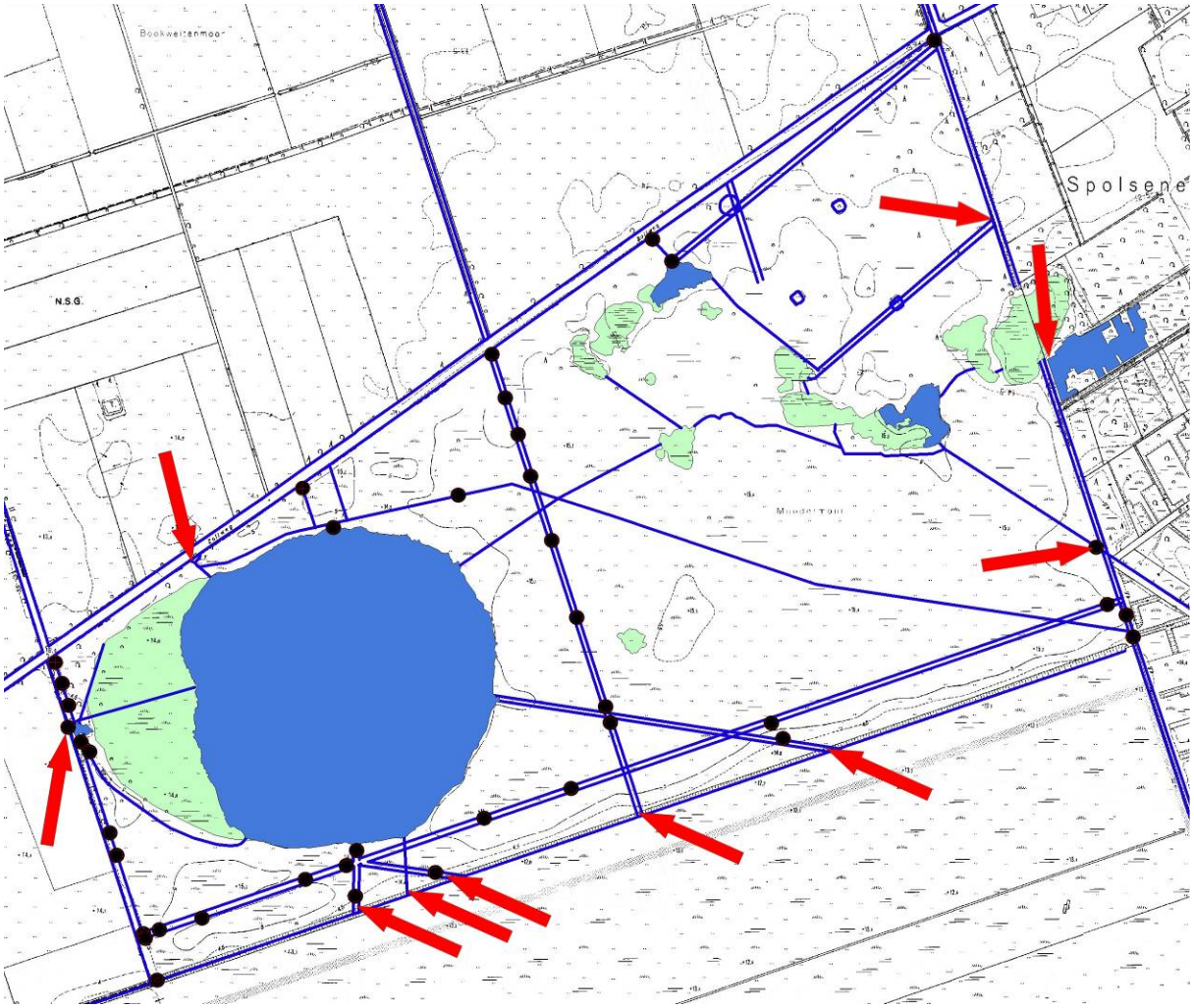


Abb. 157: Wasseraustritte in die Randgräben im NSG Lengener Meer 2005 (rote Pfeile) Die schwarzen Punkte kennzeichnen die Lage der Abdämmungen. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

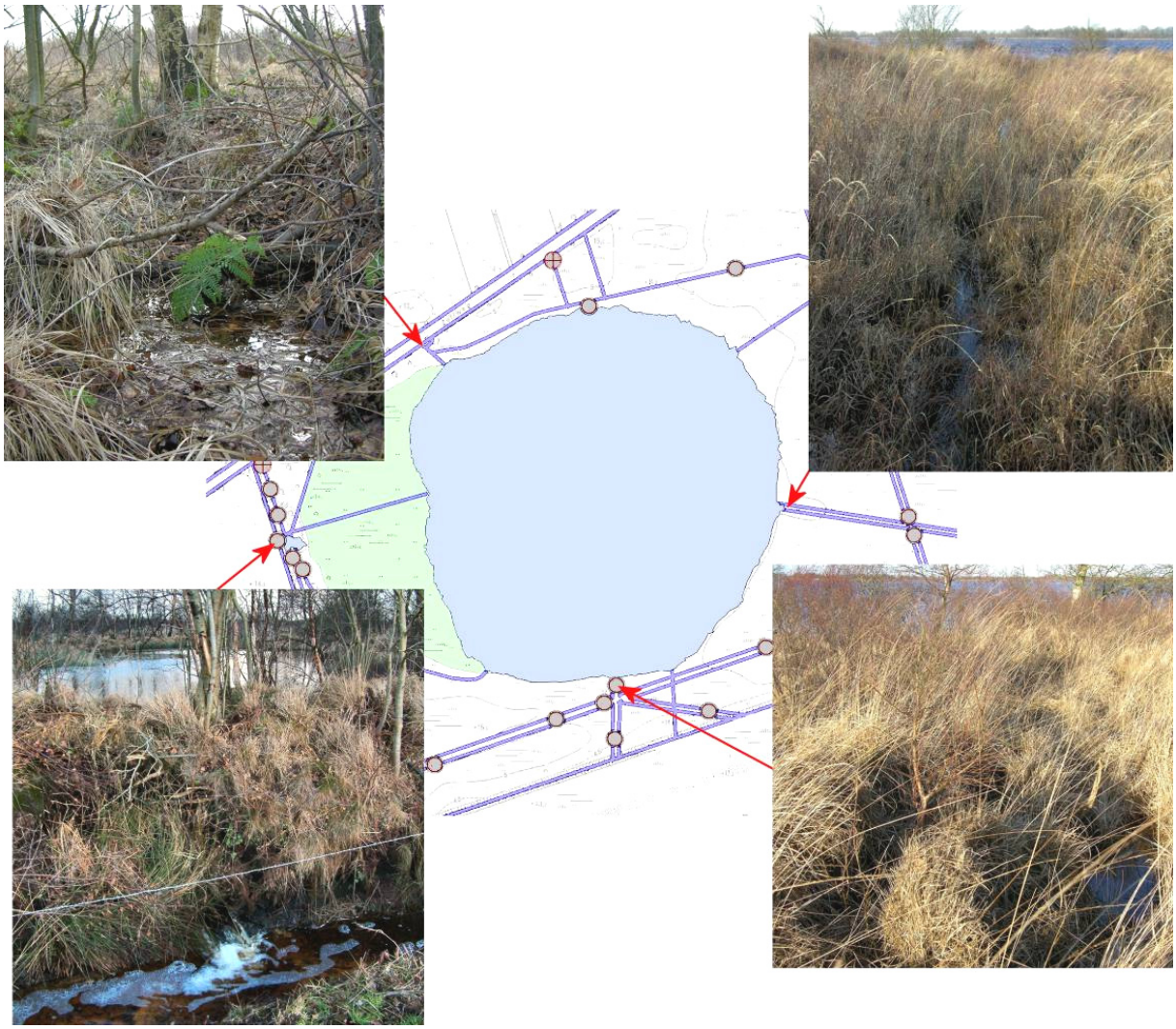


Abb. 158: Einige Fotobeispiele von Wasseraustritten am Rand des Naturschutzgebiets und am Ufer des Lengener Meeres 2005 und 2006. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

2.3.3. Maßnahmen 2006 und 2007

Aufgrund der im Gebiet festgestellten Quellen für beträchtliche Wasserverluste wurden vom NLWKN Oldenburg und der Staatlichen Moorverwaltung neue Maßnahmen zur Abdämmung der Austrittsstellen beschlossen. Diese sollten zuerst am Westteil des Lengener Meeres eingeleitet werden, da dort am meisten Wasser aus dem Gebiet austrat und dieser Bereich aufgrund des schmalen Torfdammes zwischen Kuhtränkenteich und Randgraben sozusagen die „Achillesferse" des gesamten NSG darstellte. Die Maßnahmen begannen im Frühjahr 2006 mit der Abholzung des Birkenwaldes und der anschließenden Aufschüttung eines Torfdammes (Abb. 159). Innerhalb kürzester Zeit füllte sich der Bereich zwischen Damm und Lengener Meer mit Wasser und der Wasserstand im Lengener Meer hob sich deutlich an. Dies bewies sehr offensichtlich das große Ausmaß, das die Wasserverluste an dieser Stelle in der Vergangenheit gehabt haben müssen.

Abb. 159: Verwallung am West- und Nordrand des NSG Lengener Meer 2006 (dunkelbraune Linie) und 2007 (hellbraune Linie) mit Fotobeispielen. Auszug aus der Deutschen Grundkarte 1:5000 © VKV.

Im Frühjahr 2007 wurde zudem der vorhandene Torfdamm bis zur Südgrenze erweitert, darüber hinaus wurde nördlich vom Lengener Meer ein zweiter Damm errichtet, da am alten Entwässerungsgraben in diesem Bereich aufgrund des Wasseranstiegs im Meer ein verstärkter Sickerwasseraustritt festzustellen war.

Durch die Errichtung der beiden Torfdämme wurden sieben Entwässerungsgräben am Lengener Meer dauerhaft außer Funktion gesetzt und damit die größten Wasserverluste im NSG unterbunden. Gleichzeitig wurde dadurch innerhalb kürzester Zeit ein starker Anstieg des Moorwasserspiegels im Bereich des Lengener Meeres bewirkt. Es ist zu hoffen, dass diese Auswirkungen nicht nur in der unmittelbaren, schon stark degenerierten Umgebung des Lengener Meeres wirken, sondern auch in die zentralen Flächen ausstrahlen und dort dem Trend zur Ausbreitung des Pfeifengrases entgegenwirken. Dies kann nur Erfolg haben, wenn die übrigen Grabenaustrittsstellen am Gebietsrand dauerhaft außer Funktion gesetzt werden, damit das Regenwasser zukünftig im Gebiet verbleibt und nicht an anderen Stellen wieder austritt. Dabei muss allerdings verhindert werden, dass der Moorwasserspiegel zu schnell ansteigt und eventuell durch Überflutung die Vegetation naturnaher Flächen geschädigt wird (EGGELSMANN 1982). Die gegenwärtig stattfindende Überflutung des Bereiches westlich des Lengener Meeres hingegen ist zu begrüßen, da hier das Meer wieder annähernd seine alte Ausdehnung einnimmt (s. III.2.2.3.2.) und dabei mit Gagelgebüsch und Birkenwald überwiegend Degenerationsstadien geschädigt werden (Abb. 160).
Für die Zukunft ist geplant, weitere Maßnahmen am Ostrand des NSG und südlich des Lengener Meeres durchzuführen, um auch die übrigen Austrittstellen wirksam abzudichten.

Abb. 160: In Folge der Verwallungsmaßnahmen am Westrand des Lengener Meeres ist der Wasserspiegel im Winter 2006/2007 stark angestiegen und hat das Gagelgebüsch und den Birkenwald überflutet.

Bei der Geländearbeit wurde oftmals beobachtet, dass in den zentralen Flächen das Wasser in den Binnengräben nahezu stagnierte, während es mit zunehmender Nähe zum Randgehänge deutlich floss, um schließlich vor den randlichen Abdämmungen diffus zu versickern (Abb. 156). Daher ist es sinnvoll, weitere Abdämmungen der Binnengräben nicht nur am Gebietsrand vorzunehmen, sondern auch in regelmäßigen Abständen bis weit in die Hochfläche hinein. Dies ist in der Vergangenheit bereits so praktiziert worden und sollte auch in Zukunft fortgeführt und möglichst intensiviert werden.

3. Weitere Störungen und Schutz- bzw. Pflegemaßnahmen im Gebiet

3.1. Historische Störungen

Die historische Nutzungsform der Moorbrandkultur stellte den ersten erheblichen Eingriff in das Ökosystem dar (s. II.4.3.4.). Neben den schon angesprochenen hydrologischen Eingriffen (s. o.) wurde über das sich an die Entwässerung anschließende Abbrennen der Oberfläche und die Einsaat von Buchweizen auch die natürliche Vegetation großflächig zerstört. So wird beispielsweise von manchen Autoren das weiträumige Verschwinden von *Sphagnum imbricatum* in Nordeuropa auf den Moorbrand zurückgeführt (PIGGOTT & PIGOTT 1963), während andere allerdings rein klimatische Gründe dafür verantwortlich machen (MAUQUOY & BARBER 1999). Nach Aufgabe der Buchweizenkultur zu Beginn des 20. Jahrhunderts haben sich die Hochmoorflächen bis heute überwiegend gut regeneriert, sofern die Störungen des Wasserhaushaltes nicht zu stark waren. Dabei haben sich die Ackerparzellen zu Bult-Schlenken-Komplexen zurückentwickelt, während an den Rändern der Grüppen Pfeifengrasstadien zur Dominanz kamen (Abb. 22, S.32, Abb. 67, S. 123). Dies ist vermutlich auf die erhöhte Mineralisation an den durchlüfteten Grabenkanten und im Grabenaushub zurückzuführen.

Während des Zweiten Weltkriegs kam es in Folge von Fliegerangriffen erneut zu Bränden im Gebiet (s. Anhang zu II.), danach wurden bis heute keine weiteren Brände mehr dokumentiert. Ebenfalls als Störung zu werten waren zunächst die zahlreichen Bombentrichter, die durch die Fliegerangriffe verursacht wurden und die kleinflächig die oberen Torfschichten und damit die Vegetation zerstörten. Aus heutiger Sicht sind diese Eingriffe jedoch positiver zu bewerten. Durch die Entfernung der oberen Torfschichten entstanden offene Wasserflächen, die jedoch in den folgenden Jahren sehr schnell mit einem Schwingrasen verlandeten (Abb. 61, S. 118). Die entwässerungsbedingte Absenkung des Moorwasserspiegels im Gebiet hingegen führte in der Umgebung der Krater hingegen oft zu einer Degeneration der Vegetation, während die tiefer liegenden Schwingrasen im Stauwasserniveau eine sehr naturnahe Schlenkenvegetation behielten oder sich zu sehr naturnahen Bult-Schlenken-Komplexen weiterentwickelten. Diese Abläufe könnten als Anregung für zukünftige Regenerationsmaßnahmen dienen. So könnte eine lokale Entfernung der obersten Vegetation- und Torfschichten in den artenarmen Pfeifengrasbereichen durch flaches Abschieben bis zum Moorwasserspiegel, wie es beispielsweise in der Diepholzer Moorniederung mit Erfolg praktiziert wurde (NLWKN 2006), eine Neubesiedelung mit hochmoorspezifischen Arten initiieren.

3.2. Natürliche Prozesse

Auf Anregungen von WIEGLEB et al. (1978) wurden im Gebiet auch Abholzungen der aufgekommenen Gehölze vorgenommen, da diese die naturnahe Hochmoorvegetation durch Beschattung und ihre entwässernde Wirkung aufgrund der hohen Transpiration gefährden (TÜXEN 1976). Darüber hinaus besteht die Gefahr, dass die Baumwurzeln durch den Schwarztorfhorizont bis in den Mineralboden hinein wachsen und dadurch die abdichtende Funktion der unteren Torfschichten gefährdet wird. In den letzten Jahren wurde auf Entkusselungsmaßnahmen verzichtet, da sich das Gehölzaufkommen in den zentralen Flächen in Grenzen hielt und daher kein akuter Handlungsbedarf entstand. Auch derzeit ist nur am Gebietsrand ein stärkeres Gehölzaufkommen zu beobachten, das aufgrund des stark veränderten Mineralstoffhaushaltes (s. III.3.3.) nur durch ständiges Abholzen eingeschränkt werden könnte (WAGNER 1994).
So lange die Gehölze auf den ohnehin stark gestörten Gebietsrand beschränkt bleiben, muss man sie wohl angesichts des hohen Arbeitsaufwandes für eine regelmäßige Entfernung in diesen Bereichen tolerieren. Zu dieser Auffassung kommt auch WAGNER (1994) aufgrund seiner Untersuchungen zur Ökologie der Moorbirke. Darüber hinaus bietet ein solcher Gehölzgürtel auch einen gewissen Immissionsschutz für das Gebiet (KUNTZE & EGGELSMANN 1981, TWENHÖVEN 1992). Kommt es hingegen zu einem weiteren Vordringen der geschlossenen Gehölzbestände in die zentralen Flächen, wären Maßnahmen unausweichlich. Nach den dann nötigen Fällungsmaßnahmen könnte eventuell durch eine Beweidung durch die Moorschnucken der Schäferei im angrenzenden Spolsener Moor neues Gehölzaufkommen in diesen Bereichen des NSG wirksam bekämpft werden. Es ist jedoch zu hoffen, dass die Gehölze bei erfolgreicher Wiedervernässung weitgehend aus der Hochfläche verdrängt werden, da Nässe die Entwicklung der Moorbirken hemmt (LANTA & HAZUKOVÁ 2005).

Im Jahre 1979 wurde am Ostufer des Lengener Meeres eine Uferbefestigung aus Holzpfählen errichtet, um die starke Erosion in diesem Bereich einzudämmen (Abb. 90, S. 139; Abb. 161). In den folgenden Jahren ist diese Befestigung in vielen Bereichen vom starken Wellenschlag zerstört worden, so dass heute nur noch an wenigen Stellen zusammenhängende Pfahlreihen anzutreffen sind. Für eine Wiederherstellung der Uferbefestigung des Lengener Meeres spricht, dass eine fortschreitende Erosion und die damit verbundene Südostwanderung des Meeres langfristig große Probleme für das NSG bedeuten werden. Das Meer wird im Verlauf dieser Verlagerung in einigen hundert Jahren den Südrand des Gebiets erreichen und sich dann in das Stapeler Moor ergießen, was katastrophale Folgen für den Wasserhaushalt des NSG hätte. Dem wirkungsvoll entgegenzutreten erfordert allerdings den

Einsatz wesentlich intensiverer Maßnahmen, wie die Zerstörung der Holzbefestigung beweist. Solche technisch aufwändigen Maßnahmen wären allerdings mit einer erheblichen Störung der Umgebung des Meeres verbunden und würden darüber hinaus auch das Landschaftsbild stark beeinträchtigen. Außerdem griffe man mit dieser Maßnahme in die natürliche Dynamik des Gebiets ein, die ja auch ein Schutzgut im Sinne des Naturschutzes darstellt. Die Lösung dieses erst in Jahrhunderten dringlich werdenden Problems sollte daher wohl besser zukünftigen Generationen mit eventuell besseren Möglichkeiten überlassen bleiben.

Abb. 161: Die Uferbefestigung des Lengener Meeres im August 2003.

3.3. Sonstige Störungen und Maßnahmen

In der Vergangenheit kam es insbesondere am Lengener Meer zu starkem Besucherverkehr im Rahmen von Freizeitaktivitäten (Abb. 96, S. 142). Dabei war die Badenutzung wohl die häufigste Störung, daneben wurde das Meer auch von Anglern, Schlittschuhläufern und Surfern genutzt (LABUS 1984). In der Umgebung sollen darüber hinaus die Errichtung von Zelten, Befahrungen mit Motorrädern und Ablagerung von Müll stattgefunden haben (s. Anhang zu II.). In den letzen Jahren und vermutlich insbesondere seit dem Bau des Aussichtsturmes (1991) hat der Besucherverkehr deutlich abgenommen, denn während der Geländearbeiten wurden nur noch wenige Personen im Gebiet beobachtet. Auch die sportfischereiliche Nutzung ist seit mehreren Jahren nicht mehr gestattet. Der Trampelpfad zum Lengener Meer ist inzwischen stark zugewachsen, weil er wohl nur noch selten benutzt wird. Seit der Ausbreitung des Gagelgebüsches ist das Ufer des Meeres auch nicht mehr gut zugänglich und daher für Besucher nicht länger interessant (Abb. 86, S. 137). Allerdings ist die Ausübung der Jagd nach wie vor erlaubt, was neben der Störung der Tierwelt auch zu kleinräumigen Trittschäden durch Trampelpfade führt und eine erhebliche Beeinträchtigung des Landschaftsbildes durch mehrere Hochsitze zur Folge hat (Abb. 101, S. 144).

3.4. Stoffeinträge

Einträge durch Ferntransport

Neben den dargestellten Störungen des Wasserhaushaltes stellt die atmosphärische Deposition von Schad- und Nährstoffen momentan den zweiten Hauptstörfaktor im NSG Lengener Meer dar (s. III.3.3.4.). Anders als bei der Entwässerung gibt es allerdings kaum Möglichkeiten, das Gebiet gegen Einträge von weit entfernten Emittenten zu schützen. Zwar können randliche Gehölze die Einträge vermindern, allerdings ist deren Wirkung bei den vermutlich stärker vertikal einwirkenden Langstreckeneinträgen und einer Flächengröße von 140 ha vermutlich stark abgeschwächt; sie sind wohl eher gegen Einträge aus der näheren Umgebung wirksam (s. u.).
Die atmosphärische Langstrecken-Deposition ist für das Gebiet daher als mehr oder weniger unabänderlicher Störfaktor zu werten. Allerdings deuten die Ergebnisse der Mineralstoffanalysen darauf hin, dass die Deposition im Gebiet insgesamt (noch?) nicht so gravierend ist (s. III.3.3.3.1.). Dennoch bleibt zu hoffen, dass die Depositionsraten durch wirksame Schadstoffminderungsprogramme auf ein für Hochmoore erträgliches Maß zurückgehen werden.

Kurzstrecken-Einträge

Im August 1984 wurde die NSG-Fläche um die nördlich angrenzenden Gründlandflächen erweitert. Durch die Sicherstellung dieser Flächen wurde eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung verhindert, die mit Sicherheit erhebliche Nährstoffeinträge im Untersuchungsgebiet zur Folge gehabt hätte. Somit besteht seit dieser Zeit auch am Nordrand ein Schutzstreifen gegen die Einflüsse aus der umgebenden Kulturlandschaft. Ebenfalls weiträumiger Schutz ist im Süden durch die Torfabbau-Renaturierungsflächen und im Südwesten durch das NSG Spolsener Moor gegeben (Abb. 162).
Im Westen hingegen grenzen landwirtschaftliche Nutzflächen unmittelbar an das Untersuchungsgebiet. Zwar wird die angrenzende Fläche derzeit als Standweide genutzt, eine zukünftige Nutzungsänderung mit Düngereinsatz würde jedoch eine erhebliche Beeinträchtigung des NSG bedeuten und sollte daher unter allen Umständen unterbleiben. Weiter westlich davon befinden sich z. T. sogar Ackerflächen und Intensivgrünland, die mit hoher Wahrscheinlichkeit zurzeit Stoffeinträge in das Untersuchungsgebiet bedingen. Da diese Bereiche in der Hauptwindrichtung liegen, sollte unbedingt eine Extensivierung der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen bis zu einer Entfernung von mindestens 500 m angestrebt werden. Das Gleiche gilt für den Bereich nordöstlich des NSG; hier befinden sich ebenfalls

ackerbaulich genutzte Flächen im Abstand von nur wenigen Metern zum Untersuchungsgebiet. Erstrebenswert für das Gebiet wäre eine Erweiterung der Pufferzone um die westlich und nordöstlich angrenzenden Flächen; das ist praktisch jedoch schwer durchzuführen, da sich diese Flächen in Privatbesitz befinden.

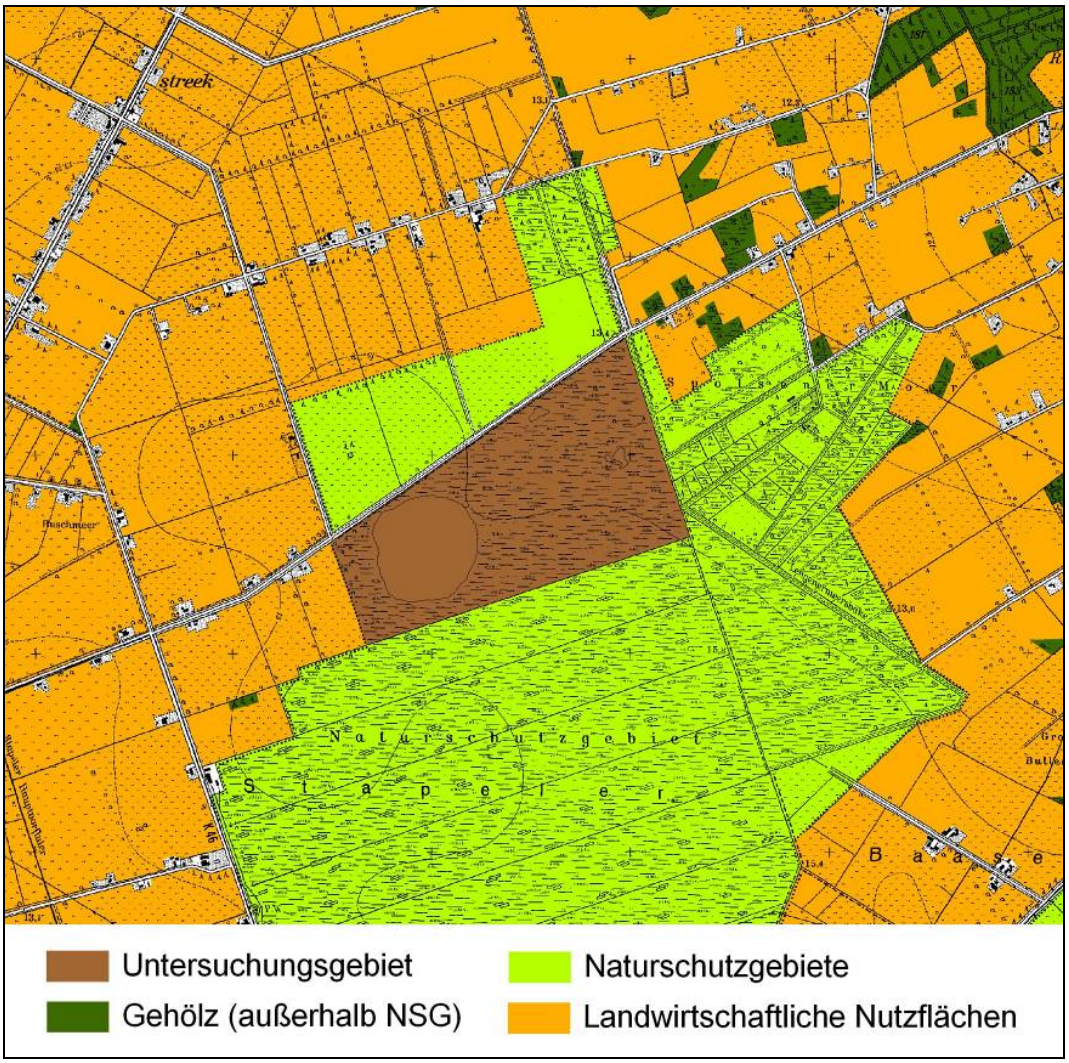


Abb. 162: Flächennutzung in der Umgebung des NSG Lengener Meer 2006. Auszug aus der topographischen Karte 1:25000 © LGN.

In einigen Schutzgebieten wird die Pflanzung von Gehölzreihen praktiziert, da die Gehölze eine Barriere gegen luftgebundene Nährstoffe bilden und diese auskämmen (KUNTZE & EGGELSMANN 1981, TWENHÖVEN 1992). Dieser Effekt ist im NSG Lengener Meer wegen der noch sehr lückigen Gehölzbestände im Randbereich wohl eher abgeschwächt. Eine gezielte Aufforstung jedoch erscheint wenig sinnvoll, da sie der Regeneration des Gebiets schaden würde (s. o.) und auch sehr teuer und aufwändig wäre. Das spontane Gehölzaufkommen am Gebietsrand sollte allerdings wegen seiner potentiellen Schutzfunktion nicht entfernt werden; es sollte lediglich eine Ausbreitung in die zentralen Flächen verhindert werden.

Andere Maßnahmen wie das Entfernen von Biomasse zur Aushagerung der Standorte sind ebenfalls nicht zu empfehlen, da der dazu nötige technische Aufwand einen zu großen Eingriff für das empfindliche Hochmoorökosystem darstellen würde (WAGNER 1994).

Geringere Einträge entstehen durch die Befahrung des Zollwegs mit PKW und landwirtschaftlichen Fahrzeugen. Zwar herrschte auf dem schlecht befahrbaren Sandweg nie ein besonders großes Verkehrsaufkommen, dennoch kam es sicherlich zu Einträgen von Schadstoffen durch unmittelbar am NSG vorbeifahrende Fahrzeuge. Zudem wurde im Jahr 2004 an beiden Gebietsgrenzen ein verschließbares Gatter errichtet, das nur berechtigte Nutzer öffnen können.

4. Das Renaturierungspotential im Untersuchungsgebiet

Ziel der bisherigen und zukünftigen Maßnahmen ist es, den Wasserhaushalt im NSG Lengener Meer möglichst weiträumig zu stabilisieren und den Moorwasserstand annähernd wieder auf ein hochmoortypisches Niveau anzuheben und dort zu stabilisieren (EGGELSMANN 1987). Dazu sind mittlere Wasserstände zwischen 0 und 20 cm unter Flur anzustreben, mit einer jährlichen Amplitude unter 20 cm (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Nur dann sind die Voraussetzungen zur Erhaltung eines vitalen Akrotelms in den naturnahen Bereichen und zu seinem langfristigen Wiederaufbau und der Wiederherstellung der Torfbildungsprozesse in Teilen der degenerierten Bereiche gegeben (PFADENHAUER 1998a, 1998b, DIERSSEN & DIERSSEN 2001; die Begriffe „Renaturierung" und „Regeneration" werden hier sensu TIMMERMANN et al. (2002) verwandt). Ziel aller Bemühungen sollte es sein, die baumfreie Hochmoorweite in ihrer natürlichen Artenzusammensetzung im Zentralbereich des NSG Lengener Meer zu erhalten und wieder möglichst weit zum Gebietsrand hin auszudehnen (KAULE 1978, SCHWAAR 1991, VERMEER & JOOSTEN 1992), soweit das unter den derzeitigen Bedingungen noch möglich ist (TWENHÖVEN 1992, DIERSSEN 2001).

Neben der Erhaltung der Artenvielfalt sprechen eine Vielzahl von weiteren Argumenten für die Erhaltung und Renaturierung von Hochmooren (PREISING 1971, REDEKER 1982, VON GELDERN 1982). Dieses Ökosystem stellte im natürlichen Zustand eine Stoffsenke dar, die Kohlendioxid und eingetragene Nährstoffe dauerhaft im Torf festlegte (PFADENHAUER 1998a, PFADENHAUER & GROOTJANS 1999, HOLDEN 2005). Mit der Entwässerung dieser Moore hat sich diese Funktion umgekehrt, durch die Mineralisationsvorgänge bei der Torfzehrung werden gebundene Stoffe wieder freigesetzt und belasten dadurch die Umgebung (BADEN & EGGELS-

MANN 1964, RINGLER 1977). Dies gilt insbesondere für die momentan vieldiskutierten klimarelevanten Spurengase, die sogar auf dem globalen Level wirken (DRÖSLER 2005). Darüber hinaus sind Moore wichtige Archive für die Archäologie und die Erforschung der Vegetationsgeschichte (HAYEN 1971, 1982, AVERDIECK et al. 1980), ferner geht von ihnen eine starke landschaftsästhetische Wirkung aus (GÖTTLICH & KAULE 1980, LÜDERWALDT 1982). Daher sind die Hochmoore ein überaus schützenwertes Gut, was umso mehr für noch halbwegs intakte Reste von naturnahen Hochmooren wie dem NSG Lengener Meer gilt.

Aufgrund seiner Flächengröße von 140 ha bei annähernd rechteckigem Zuschnitt besitzt das NSG Lengener ein relativ hohes Regenerationspotential (GÖTTLICH & KAULE 1980, KUNTZE & EGGELSMANN 1981, PFADENHAUER 1998b). Wegen der großen Vielfalt und einer großen Flächenausdehnung von hochmoortypischen Arten und Pflanzengesellschaften ist ein hoher Vorrat an Diasporen im Gebiet vorhanden, der eine Regeneration der gestörten Bereiche und in den angrenzenden Renaturierungsflächen im Spolsener und Stapeler Moor ermöglichen könnte. Daneben bedingt die große Gesamtfläche ein großes Einzugsgebiet für Niederschläge, was für den Wasserhaushalt besonders günstig ist. Im Gegensatz zu vielen anderen Hochmooren ist das Gehölzaufkommen in den zentralen Flächen relativ gering, so dass sich Maßnahmen derzeit noch weitgehend auf die Regulierung des Wasserhaushaltes beschränken können. Damit ist das NSG Lengener Meer im Vergleich zu anderen Schutzgebieten relativ „pflegeleicht", da (zunächst noch) auf arbeits-, personal- und kostenintensive Eingriffe wie Entkusseln, Mahd, Beweidung und Abbrennen verzichtet werden kann (vgl. NLWKN 2006).

Allerdings ist eine Renaturierung von Hochmoorresten immer ein schwieriges Unterfangen mit ungewissem Ausgang (VERMEER & JOOSTEN 1992, KLÖTZLI & GROOTJANS 2001). Selbst bei erfolgreicher Wiedervernässung ist es sehr unsicher, ob sich im Gebiet wieder ein Moorwachstum wie ehemals in der Naturlandschaft einstellt, da inzwischen durch den Anstieg der atmosphärischen Deposition veränderte Bedingungen herrschen (BOBBINK et al. 1998). Darüber hinaus haben im Gebiet sicherlich Veränderungsprozesse stattgefunden, welche die Renaturierung erschweren. Durch die Entwässerung kam es (zumindest randlich) zu einer Torfzehrung und einer damit verbundenen Torfsackung. Diese kann zu einer Veränderung der hydraulischen Leitfähigkeit führen, was eine größere laterale Wasserbewegung und damit einen verstärkten randlichen Wasseraustrag bewirken kann (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Diese komplexen Vorgänge sind schwer einzuschätzen und auch kaum zu steuern. Es bleibt nur zu hoffen, dass die strukturellen Veränderungen der Torfe in den zentralen Flächen des NSG kein kritisches Ausmaß angenommen haben. Wünschenswert wäre, dass sich eine hydrologische Selbstregulation einstellt (EDOM 2001), bei der sich die Mooroberfläche durch Sa-

ckung wieder dem Moorwasserspiegel annähert und sich der Randbereich durch eine zunehmende Lagerungsdichte der Torfe abdichtet (BADEN & EGGELSMANN 1964, TÜXEN 1976, PILLE 1978). Damit wären die Voraussetzungen für eine Verminderung der Degenerationsprozesse gegeben.

Aus dem angeschnittenen „Tortenstück" der ursprünglich erheblich größeren Fläche des Stapeler Moores hat sich inzwischen durch die randliche Sackung wieder eine annähernd uhrglasförmige Morphologie ausgebildet. Ohne den mindestens seit 200 Jahren stattfindenden Wasserentzug durch die zentrifugalen Gräben wäre das NSG deshalb heute wahrscheinlich noch wesentlich naturnäher und würde vermutlich beinahe einem natürlichen Hochmoor „im Kleinen" entsprechen. Dieses Modell eines nach Deaktivierung der vorhandenen Entwässerungen sich selbst regulierenden Ökosystems ohne größeren Pflegebedarf wäre aus Sicht des Naturschutzes das bestmögliche Szenario für die zukünftige Entwicklung des NSG Lengener Meer.

Seit der Bearbeitung von WIEGLEB et al. (1978) wird das Lengener Meer regelmäßig vom oldenburger Planungsbüro IBL untersucht. Im Rahmen des Entwicklungsprogramms Ostfriesische Hochmoore wurde dieses Monitoringprogramm von Flora und Fauna seit 1987 noch erheblich erweitert und sollte zukünftig unbedingt mindestens in diesem Rahmen weitergeführt werden (BRUX et al. 1995). Neben der fortgesetzten Aufnahme der Dauerquadrate der bestehenden Transekte sollte dabei auch weiterhin der Bestand der vom Aussterben bedrohten *Drosera anglica* genau beobachtet werden, die am Lengener Meer inzwischen die größte und wohl einzige überlebensfähige Population in Niedersachsen aufweist (GARVE 2007, HUNTKE 2007) und somit eine sehr hohe landesweite Bedeutung hat. Sobald die Population deutlich abnimmt, müssen daher sofortige Artenschutzmaßnahmen ergriffen werden (DIERSSEN & DIERSSEN 2001, GARVE 2005).

Trotz mehrerer Pflege- und Entwicklungspläne, diverser Schutzmaßnahmen und eines umfangreichen Monitoringprogrammes konnte die negative Entwicklung der Flora und Vegetation im Gebiet nicht gestoppt oder zumindest verlangsamt werden. Für die weitere Entwicklungsplanung für das NSG Lengener Meer empfiehlt sich daher ein integriertes Konzept auf ökosystemarer Basis (Abb. 163), das den Naturhaushalt als Gesamtheit betrachtet. Dabei muss von der bisherigen Fokussierung auf einzelne Organismengruppen und lokale Maßnahmen abgerückt werden; vielmehr müssen die hydrologischen Verhältnisse und die Zonierung der Vegetation der gesamten Fläche bei zukünftigen Erhebungen und Planungen in den Vordergrund gestellt werden. Bei der Durchführung von weiteren Schutzmaßnahmen sollte

die Priorität zunächst auf die Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushaltes gesetzt werden und dabei alle Maßnahmen auf die Anforderungen des jeweiligen Objektes genau abstimmt werden, wie es schon erfolgreich bei den Maßnahmen der Jahre 2006 und 2007 praktiziert wurde. Dies gilt auch für weitere zukünftig notwendig werdende Maßnahmen, die über die Stabilisierung des Wasserhaushaltes hinausgehen. Alle Eingriffe sollten durch regelmäßige Erfolgskontrollen überwacht und flexibel an die daraufhin eventuell eintretenden Entwicklungen angepasst werden. Dazu wäre es zweckmäßig, das bisherige Monitoringprogramm um die Kontrolle flächenbezogener Vegetationsveränderungen und des Wasserhaushaltes zu erweitern. Konkret werden dazu folgende weitere Untersuchungen als Ergänzung zum bisherigen Monitoringprogramm vorgeschlagen:

- Neueinrichtung von weiteren Dauerflächen unmittelbar am Lengener Meer zur Beobachtung der Vegetationsveränderungen durch den Anstieg des Wasserspiegels.
- Monitoring der flächenhaften Vegetationsveränderungen für das gesamte Gebiet durch Fortsetzung der in dieser Arbeit vorgenommenen Luftbildanalysen.
- Monitoring des Wasserhaushalts: Regelmäßige Überprüfung aller Grabenaustrittstellen und Abdämmungen am Gebietsrand auf Wasserverluste. Die beste Zeit dafür ist das Winterhalbjahr, insbesondere nach Regenperioden.

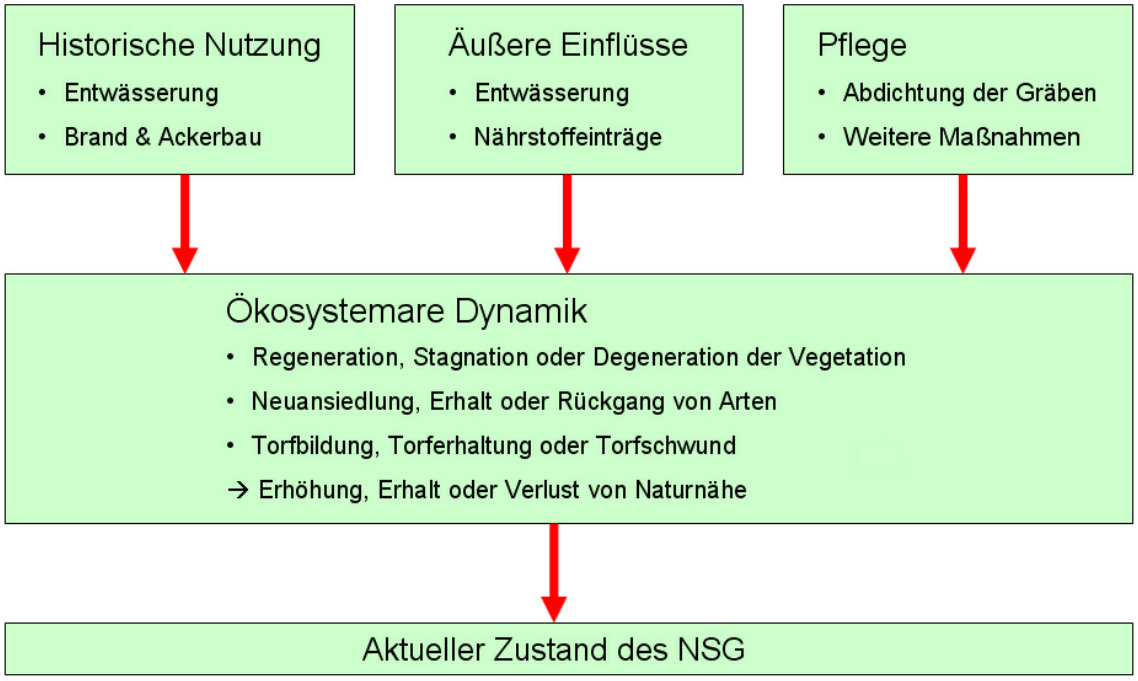


Abb. 163: Wirkschema der Einflussfaktoren auf den Zustand des NSG Lengener Meer.

5. Naturschutz – Diskussion und Fazit

5.1. Allgemeine Probleme im Naturschutz

Als Ziele des Naturschutzes werden im Niedersächsischen Naturschutzgesetz (NNAtG) die Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, der Pflanzen- und Tierwelt und der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft festgelegt. Die Ausweisung von schützenswerten Landschaftsbestandteilen zum Naturschutzgebiet ist dabei ein Instrument zur Verwirklichung dieser Ziele, indem schützenswerte Flächen gesichert und durch gesetzliche Verordnungen Beeinträchtigungen der Gebiete untersagt werden.
Die Probleme des Naturschutzes und die Effizienz von Naturschutzgebieten sind immer wieder Gegenstand von Diskussionen, da eine Vielzahl von Hindernissen die Verwirklichung dieser Ziele erschwert. Ein grundsätzliches Problem ist das extrem ungleiche Verhältnis von Naturschutzflächen gegenüber der umgebenden Kulturlandschaft (LÜDERWALDT 1982, HAARMANN & PRETSCHER 1993, EBER 2001). In Niedersachsen stehen lediglich 9,3 % der Landesfläche unter Schutz als NSG, Nationalpark oder Biosphärenreservat, während die übrigen 90,7 % eine intensiv genutzte Zivilisationslandschaft darstellen (http://www.nlwkn.niedersachsen.de). Daher stellen geschützte Bereiche oftmals isolierte inselartige Refugien dar, die je nach Flächengröße mehr oder weniger stark den Einflüssen der umgebenden Kulturlandschaft ausgesetzt sind (VERMEER & JOOSTEN 1992). Ohnehin gibt es durch die Jahrtausende währende Tätigkeit des Menschen vor der Schaffung von Schutzgebieten und die allgegenwärtige Verunreinigung der Atmosphäre mit Schadstoffen keine Flächen mehr, die gänzlich unbeeinflusst sind und damit als wirklich natürlich angesprochen werden können (SUKOPP 1969). Ein rein konservierender Naturschutz ist daher in den meisten Fällen zum scheitern verurteilt, da die Erfüllung der Schutzfunktion nur durch kosten-, zeit-, personal- und arbeitsaufwändige Pflegemaßnahmen möglich ist (ELLENBERG jun. 1992).

Ombrogene Hochmoore haben in Niedersachsen einen wichtigen Verbreitungsschwerpunkt innerhalb Deutschlands, daher hat dieses Bundesland eine besondere Verpflichtung zum Schutz dieser besonderen Landschaftsteile (LÜDERWALDT 1982, SCHMATZLER 1991). Von den geschätzten 3300 km^2 ehemaliger Hochmoorfläche in Niedersachsen wurden im Rahmen des Niedersächsischen Moorschutzprogrammes I (1981) und II (1986) 538 km^2 für den Naturschutz und 300 km^2 für eine Renaturierung nach Torfabbau vorgesehen, daneben beinhaltet das Programm noch 150 Kleinstmoore (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 1994). Von

der Gesamtfläche des Moorschutzprogrammes von 920 km^2 stellen lediglich 28 km^2 (=3 %) naturnahe Hochmoorreste dar, 276 km^2 (=30 %) bestehen aus Degenerationsstadien und 212 km^2 (=23 %) sind bewaldet (NLWKN 2006). Damit zeigt sich, dass von der Landschaftsformation Hochmoor, die bis in das 19. Jahrhundert in weiten Teilen Niedersachsens das Landschaftsbild prägte, heute lediglich ein verschwindend kleiner Anteil im relativ naturnahen Zustand vorhanden ist (MÜLLER 1975). Die übrigen Flächen stellen entweder Degenerationsstadien dar oder sind nur noch im geologischen Sinne als Hochmoore anzusprechen. Ziele des Hochmoorschutzes gemäß dem Niedersächsischen Moorschutzprogramm sind die Erhaltung der naturnahen Bereiche und die Renaturierung der degenerierten und abgetorften Flächen.

Die gesetzlichen Grundlagen des Naturschutzes bilden die Basis für die Verwaltung und Betreuung des Naturschutzgebiets seitens der zuständigen Behörden. Im Fall des NSG Lengener Meer liegt die Zuständigkeit anteilig beim Landkreis Leer (Untere Naturschutzbehörde), beim NLWKN, Betriebsstelle Oldenburg-Brake (Obere Naturschutzbehörde, vormals Bezirksregierung Weser-Ems) und bei der Staatlichen Moorverwaltung. Bei den Erweiterungsflächen sind zusätzlich noch die Landkreise Friesland und Wittmund beteiligt. Die Pflege- und Entwicklungsplanung wird dabei vom NLWKN vorgenommen, während die Moorverwaltung die Maßnahmen durchführt und finanziert. Den Landkreisen obliegt der Vollzug der Gebietsverordnung, wie beispielsweise die Erteilung einer Befreiung vom Betretungsverbot für wissenschaftliche Zwecke.
Mit Erlass der FFH-Richtlinie (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT 1992) haben sich die Zuständigkeiten noch etwas verkompliziert. Durch die Meldung des Schutzgebietskomplexes Lengener Meer, Stapeler Moor, Spolsener Moor, Herrenmoor und Kleines Bullenmeer als FFH-Gebiet Nr. 10 mit einer Gesamtfläche von 1560 ha (s. II.1.2.) wurde das NSG Lengener Meer zum Teilgebiet einer übergeordneten Schutzgebietskategorie. Die Natura 2000-Gebiete wurden bis Ende 2007 ebenfalls vom NLWKN verwaltet, ab 2008 sollen jedoch die Landkreise für die Umsetzung der Richtlinie zuständig sein.
Neben der starken Aufteilung der Zuständigkeiten gibt es weitere politisch-administrative Rahmenbedingungen (Abb. 164), die eine effektive Umsetzung der Schutzziele beträchtlich erschweren (HAARMANN & PRETSCHER 1993, AKKERMANN 1994, WIßMANN 1997). Zwar sind Zahl und Fläche der Schutzgebiete weiter angewachsen, gleichzeitig hat aber deren Abhängigkeit von Schutz- und Pflegemaßnahmen weiter zugenommen. Daher wird eine gleichmäßige und sinnvolle Aufteilung der Ressourcen auf alle Gebiete zunehmend schwieriger. Dies gilt insbesondere angesichts des derzeit vollzogenen Stellenabbaus und der Einschränkung der finanziellen Ausstattung der Behörden. Dadurch ist zu befürchten, dass die Betreuung der Schutz-

gebiete weiterhin an Effizienz verlieren wird. Dabei sind gerade im Naturschutz hohe finanzielle Aufwendungen nötig um die Entwicklung der Schutzgebiete wirksam zu steuern. In der Praxis sieht es dabei häufig so aus, dass die zur Verfügung stehenden Mittel meist nur für eine Bestandsaufnahme und die Erstellung eines Pflege- und Entwicklungsplanes ausreichen; für die Durchführung von Maßnahmen und eine Erfolgskontrolle hingegen bleibt nicht mehr viel übrig.

Zudem kam es im behördlichen Naturschutz in Niedersachsen seit 2004 zu starken Einschnitten durch einen gravierenden Stellenabbau und die Umstrukturierung von Fachbehörden. So wurde das Niedersächsische Landesamt für Ökologie und die Bezirksregierungen aufgelöst, wodurch die Naturschutzbehörden einen Teil ihrer Leistungsfähigkeit und Kompetenz verloren. Auch die sukzessive Kürzung der Zivildienstzeit schränkt den Einsatz von Ersatzdienstleistenden im Naturschutz ein. Der Moorschutz ist in besonderem Maße betroffen, da bundesweit Staatliche Moorforschungsstellen personell stark ausgedünnt (Bayern) oder gar aufgelöst (Baden-Württemberg, demnächst auch Niedersachsen) wurden.

Traditionell werden die Naturschutzbehörden durch die Mithilfe von Naturschutzverbänden, Vereinen und anderen ehrenamtlichen Mitarbeitern entlastet, die auf unterschiedliche Weise in die Betreuung von Schutzgebieten eingebunden werden können. Allerdings ist diese zusätzliche Unterstützung in den NSG sehr unterschiedlich ausgeprägt und fehlt sogar bei vielen Gebieten ganz. Auch für den Schutz des NSG Lengener Meer steht keine außerbehördliche Unterstützung zur Verfügung. Hier könnten sinnvollerweise ehrenamtliche Mitarbeiter beispielsweise bei der Überprüfung der Grabenabdämmungen und der Einhaltung der Schutzgebietsverordnung eingesetzt werden. Im Fall von Problemen könnten so relativ schnell die Behörden informiert werden und rasch für Abhilfe sorgen.

Auch die Wissenschaft ist inzwischen nicht mehr so stark am Naturschutz beteiligt, wie es früher der Fall war. Der Trend geht momentan zu einer Internationalisierung der Forschung, die sich unter anderem darin äußert, dass Forschungsevaluationen einen hohen Wert auf englische Publikationen in renommierten internationalen Fachzeitschriften legen. Dadurch sind solche Jungwissenschaftler im Vorteil, die sich mit internationalen Projekten profilieren können und dadurch in Besetzungskommissionen größere Chancen haben. Dies führt zu einer zunehmenden Anzahl von biologischen Lehrstühlen mit Forschungsschwerpunkt im Ausland, was zur Folge hat, dass der regionale Bezug der Wissenschaft momentan immer stärker verloren geht. Damit entzieht sich dem Naturschutz vor Ort langsam ein wertvolles Instrument für die Erforschung der ökosystemaren Zusammenhänge und die Entwicklung von neuartigen Lösungsansätzen.

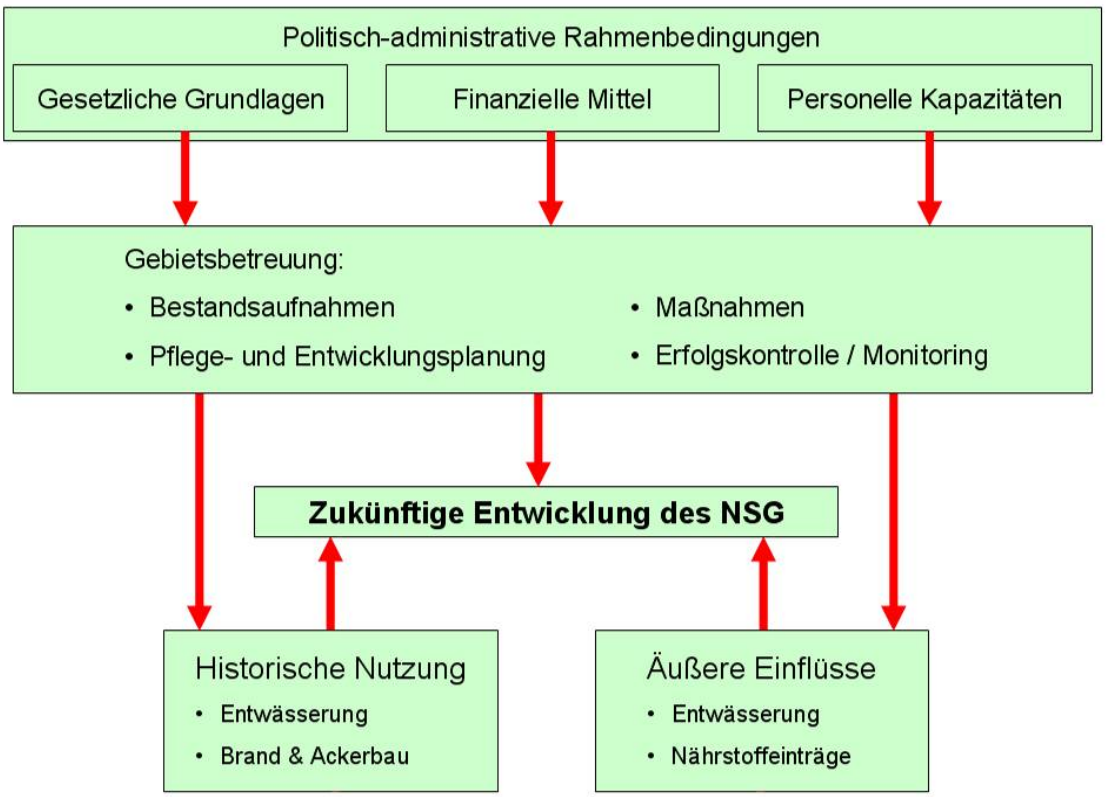


Abb. 164: Zusammenhänge zwischen politisch-administrativen Rahmenbedingungen, Gebietsbetreuung und den Störfaktoren in Bezug auf die Entwicklung eines Naturschutzgebiets.

Seit der Wiedervereinigung hat die Rolle des Naturschutzes auch im Bewusstsein der Bevölkerung stark abgenommen (AKKERMANN 1994). Waren in den 1980er Jahren Umwelt- und Naturschutz noch wichtige Themen, so ist inzwischen der Erhalt von Arbeitsplätzen in den Vordergrund gerückt und wird oftmals als wirkungsvolles Argument erfolgreich gegen Naturschutzinteressen durchgesetzt. Zwar ist in letzter Zeit durch das Bewusstwerden der Globalen Erwärmung das allgemeine Umweltbewusstsein wieder angestiegen, es bewegt sich aber derzeit fast ausschließlich auf globalem Niveau. Die Bedrohung der heimischen Natur findet allerdings dabei wenig Beachtung, obwohl gerade die Zerstörung von Hochmooren ebenfalls zur CO_2-Anreicherung der Atmosphäre beiträgt, während Renaturierungen einen relevanten Beitrag zum Klimaschutz leisten können (DRÖSLER 2005). Unter diesem Aspekt verdient der Moorschutz in Bezug auf die Klimadebatte mehr Unterstützung von Medien und Politik als bisher.

Für den Naturschutz insgesamt ist zu wünschen, dass sich das momentan sehr schlechte politisch-wirtschaftliche Klima irgendwann umkehrt und das Pendel wieder zugunsten der Erhaltung der schützenswerten Landschaftsbestandteile ausschlägt. Bis dahin sollte man nicht in Pessimismus verfallen, sondern vielmehr trotz aller Hindernisse optimistisch bleiben. Denn wenn man eines von der Natur lernen kann, dann ist es das Prinzip der Veränderung.

5.2. Fazit zum Naturschutz im NSG Lengener Meer

Das NSG Lengener Meer hat als Relikt des ursprünglich in Nordwestdeutschland weit verbreiteten Landschaftstyps des Küstenhochmoors eine erhebliche Bedeutung für den Naturschutz. Dies gilt umso mehr, da das Gebiet im Gegensatz zu den meisten anderen Hochmoor-Naturschutzgebieten in Niedersachsen noch großflächig naturnahe Vegetationstypen aufweist und viele gefährdete Arten beherbergt. Daher wurde es zu recht in die Liste der nach der FFH-Richtlinie ausgewiesenen Gebiete europäischer Bedeutung aufgenommen und verdient eine hohe Schutzprioriät.

Anhand der vorliegenden Ergebnisse lässt sich gut nachvollziehen, in wieweit die Ziele des Naturschutzes im Untersuchungsgebiet verwirklicht wurden. Ein primäres Ziel im Niedersächsischen Naturschutzgesetz ist die Sicherung der Tier- und Pflanzenwelt. In Bezug auf die Flora konnte dieser Schutz nur teilweise verwirklicht werden, da unter den untersuchten Gruppen die Flechten und Gefäßpflanzen der Roten Liste mit -83 % und -44 % einen starken Rückgang aufweisen. Dagegen nahm die Zahl der nicht-hochmoortypischen Arten um 40 % zu; das weist auf eine Artenverschiebung zugunsten der Degenerationsstadien hin. Damit konnte die Schutzgebietsausweisung den Artenschwund im NSG Lengener Meer nicht verhindern.
Auch die beobachteten Vegetationsveränderungen belegen den unzureichenden Schutz des Gebiets in der Vergangenheit. Während die Flächenanteile der naturnahen Bult-Schlenken-Komplexe im NSG seit 1956 um fast 50 % abgenommen haben, hat das Areal der Degenerationsstadien in Form von Gehölzen, Gagelgebüschen und Pfeifengrasbeständen umgekehrt um fast 50 % zugenommen (Tab. 16, S. 130). Damit beträgt der Flächenanteil naturnaher Vegetationstypen insgesamt derzeit nur noch 21 % der Gesamtfläche und verdeutlicht damit die Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen.

Natürlich sind Flora und Vegetation nicht die einzigen Wertmaßstäbe für die Entwicklung des Naturschutzgebiets. Nicht berücksichtigt wurde in dieser Arbeit die Fauna, deren Veränderung ebenfalls in eine Bewertung einfließen müsste. Aus den Erhebungen für die Pflege- und Entwicklungspläne lässt sich allerdings schließen, dass die Tierwelt ebenso wie die Pflanzenwelt mehr oder weniger starke Einbußen erlitten hat. Repräsentativ dafür sollen an dieser Stelle die beiden im Gebiet ausgestorbenen Brutvogelarten Birkhuhn und Goldregenpfeifer genannt werden.

Neben der Artenvielfalt ist die Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes ein primäres Ziel des Naturschutzes. Anhand der beobachteten Veränderungen im Nährstoffhaushalt der Degenerationsstadien lassen sich die Auswirkungen der im Gebiet vorhandenen Störungen auf das ökosystemare Gleichgewicht gut nachvollziehen. Die starken Nährstofffreisetzungen und Veränderungen der anderen Bodenparameter im Gagelgebüsch und im Birkenwald sind ebenfalls ein Zeugnis für die Naturferne dieser Bereiche. Daher kann zumindest für die von diesen beiden Degenerationsstadien eingenommenen Flächen, die 8 % der vegetationsbedeckten Fläche im NSG ausmachen, davon ausgegangen werden, dass das Schutzziel Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes nicht erreicht wurde.

Da die Eingriffe in das Ökosystem durch die Anlage von Entwässerungsgräben und die Nutzung als Buchweizenäcker schon weit vor der Ausweisung zum Naturschutzgebiet vollzogen wurden, konnte auf diese Beeinträchtigungen von den Behörden nur im Nachhinein reagiert werden. Die Auswertung der Gebietsakten und die Angaben in den Pflege- und Entwicklungsplänen belegen die Bemühungen von Naturschutzbehörden und Moorverwaltung, die beobachteten Störungen entsprechen der ihnen gegebenen Möglichkeiten zu beseitigen. Bedauerlich ist dabei allerdings, dass vor 2005 keine umfassenden Untersuchungen zur Hydrologie durchgeführt wurden, die zu effektiven Schutzmaßnahmen hätten führen können, welche der Ausbreitung der Degenerationsgesellschaften schon vor vielen Jahren hätten entgegen wirken können.

Während der Zusammenarbeit im Rahmen dieser Arbeit und bei der Präsentation der Erkenntnisse zum Wasserhaushalt erwiesen sich die beteiligten Behördenvertreter von NLWKN, Moorverwaltung und Landkreis als sehr interessiert und handlungsbereit, was schließlich zu einer zeitnahen Umsetzung in konkrete und tiefgreifende Schutzmaßnahmen führte (s. IV.2.3.3.). Der derzeitige Vollzug der Naturschutzaufgaben durch die verantwortlichen Behörden kann daher für das NSG Lengener Meer als vorbildlich beurteilt werden.

Aufgrund dieser engagierten administrativen Gebietsbetreuung, des regelmäßigen Monitorings und der Verfügbarkeit einer personell und technisch gut ausgestatteten Moorverwaltung steht das NSG Lengener Meer in Bezug auf die Betreuung im Vergleich zu anderen Naturschutzgebieten sehr gut da. Auch die Meldung als FFH-Gebiet sichert dem NSG zukünftige Ressourcen und Monitoringverpflichtungen. Wenn die Wiederherstellung des Wasserhaushalts auch zukünftig weiterhin so konsequent durchgeführt wird wie seit 2006, besteht die Hoffnung, dass die hier aufgezeigten negativen Entwicklungen zumindest stark abgebremst oder sogar zum Stillstand gebracht werden können. Im Optimalfall führt dies zu einer Wie-

derherstellung des ökosystemaren Gleichgewichts, so dass eine Regeneration des Moorwachstums einsetzen kann und langfristig zu einer Ausdehnung der naturnahen Vegetation in die degenerierten Flächen führt. Ein derart stabilisiertes Ökosystem vermag hoffentlich die Herausforderungen der Zukunft wie die fortschreitende Belastung durch Nährstoffeinträge und die Folgen des Klimawandels besser kompensieren, damit das einzigartige Landschaftsbild einer offenen Hochmoorfläche auch für zukünftige Generationen erhalten bleibt.

V. Zusammenfassung

Im Naturschutzgebiet Lengener Meer (Landkreis Leer, Ostfriesland), einem Hochmoorrest ohne Beeinträchtigungen der Oberflächenmorphologie durch Torfstich, wurden zwischen 2003 und 2006 ökosystemare Untersuchungen zum aktuellen Artenbestand der Flora, zur Zusammensetzung der Vegetation und zum Mineralstoffhaushalt durchgeführt. Daneben wurden Geländestrukturen, wie die im Gebiet vorhanden Feldwege und Entwässerungsgräben nachvollzogen und kartiert. Zusätzlich zu den Geländearbeiten wurden umfangreiche Archiv- und Literaturstudien zur Beschaffung von historischen Daten zum NSG durchgeführt. Diese Informationen wurden den aktuellen Untersuchungen gegenübergestellt, mit dem Ziel, die Entwicklung des NSG Lengener Meer von der Naturlandschaft zum heutigen Schutzgebiet so vollständig wie möglich nachzuvollziehen. Ebenfalls recherchiert wurden die bisherigen Pflege- und Entwicklungsplanungen für das Gebiet und die erfolgten Schutzmaßnahmen durch die zuständigen Behörden.

Anhand der Recherche der Landschaftsentwicklung konnte die allmähliche Veränderung der Naturlandschaft vom großflächigen Moorkomplex mit einer Flächenausdehnung von ca. 6900 ha bis zur heutigen Kulturlandschaft mit darin eingebetteten Restmoorbereichen und Torfabbauflächen nachvollzogen werden. Die verschiedenen Phasen der Moorkultivierung in Form von Handtorfstich, Moorbrandkultur, Deutscher Hochmoorkultur und Flurbereinigung bewirkten dabei einen sukzessiven Rückgang der Fläche des einstigen Grenzmoors. Mit der Sicherung eines Teilbereiches als Naturschutzgebiet Lengener Meer blieben vom Stapeler-Moor-Komplex nur 2 % als Restfläche ohne durchgeführten Torfabbau erhalten.

In Bezug auf die Flora ließen sich im Untersuchungsgebiet starke Veränderungen nachweisen. Bei den Arten der Roten Liste der Gefäßpflanzen von Niedersachsen zeigte sich seit 1936 ein Rückgang von 44 %, die Gruppe der Flechten nahm sogar seit 1968 um 83 % ab. Die Gesamtzahlen der Gefäßpflanzen und Moose blieben hingegen in etwa konstant, allerdings mit erheblichen qualitativen Fluktuationen. So stieg der Anteil der ungefährdeten Gefäßpflanzen um 40 % an, wobei es sich ausschließlich um hochmoorfremde Arten handelte und dieser Befund daher ebenfalls als ein Beleg für die Verschlechterung der floristischen Zusammensetzung im Untersuchungsgebiet zu werten ist.

Im Rahmen der Analyse der Vegetation wurden im Gebiet acht Pflanzengesellschaften in 15 Untereinheiten nachgewiesen, die sowohl naturnahe Bulten- und Schlenkengesellschaften darstellten als auch Degenerationsstadien in Form von Besenheide-, Pfeifengras-, Gagelgebüsch- und Gehölzbeständen. Ein qualitativer Vergleich der naturnahen Gesellschaften mit Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1968 ergab sowohl Veränderungen in der Artenzusammensetzung als auch das völlige Verschwinden von zwei Pflanzengesellschaften und das Hinzukommen einer neuen Gesellschaft im Gebiet. Darüber hinaus wurde durch den Vergleich von Luftbildern aus verschiedenen Jahren seit 1956 die flächenbezogene Veränderung der Vegetation nachvollzogen, anhand von daraus abgeleiteten Vegetationskarten veranschaulicht und durch GIS-Analysen quantifiziert. Weiterhin wurde der Versuch einer Rekonstruktion der ursprünglichen Naturlandschaft anhand der Luftbilder und Literaturbeschreibungen unternommen. Es zeigte sich, dass die Gesamtfläche der naturnahen Bult-Schlenken-Komplexe um fast 50 % abgenommen hat, während gleichzeitig die Flächen der Degenerationsstadien um etwa den gleichen Prozentsatz zugenommen haben. Zudem nahmen die Wasserflächen durch Verlandung um 28 % ab. Diese drastischen Vegetationsveränderungen wurden darüber hinaus durch einen Vergleich von historischen Gebietsfotos mit aktuell angefertigten Fotos desselben Standortes veranschaulicht. Abschließend wurden auf Basis der gewonnenen Ergebnisse Zukunftsprognosen für das Gebiet in Form von verschiedenen denkbaren Szenarien der zukünftigen Gebietsentwicklung erstellt.

Bei der Analyse des Mineralstoffhaushalts des Gebiets wurden die Vegetationseinheiten über ein Jahr im achtwöchigen Turnus entlang eines Transektes mit abnehmender Naturnähe beprobt, um die zunehmende Degeneration anhand der bodenchemischen Parameter nachzuvollziehen. Dabei wurden künstliche Ionenaustauscher eingesetzt und damit eine alternative Methode zu den klassischen Methoden der Standortsökologie im Hochmoor erprobt und evaluiert. Es zeigte sich, dass die naturnahen Einheiten überwiegend durch geringe Nährstoffhaushalte gekennzeichnet waren, während die Gagelgebüsche und Birkenbestände stark erhöhte Ionenkonzentrationen aufwiesen. Dabei offenbarte sich bei den Gagelgebüschen eine starke Anreicherung von Stickstoff im Boden, die auf die symbiotische Stickstofffixierung dieser Art zurückzuführen ist. In allen Transekteinheiten kam es in den Wintermonaten aufgrund von Frostwechselprozessen zu einer starken Freisetzung von Mineralstoffen.
Ein Vergleich des Schwingrasens des Lengener Meeres mit den Verlandungsbereichen von zwei weiteren Kolken ergab fünffach erhöhte Gehalte von N, P und K und damit eine deutliche Eutrophierung am Lengener Meer. Die ebenfalls über ein Jahr beprobten Wasserflächen aller Kolke enthielten hingegen nur geringe Nährstoffgehalte und konnten daher in Bezug auf

ihren Chemismus als naturnah eingestuft werden. Auch in den Randgräben konnte kein nennenswerter Austrag an Nährstoffen festgestellt werden.
Eine Analyse von Depositionsmesswerten des Stapeler Moores, die vom NLWKN Aurich zur Verfügung gestellt wurden, ergab hohe Stickstoffeinträge von 15-20 kg/ha·a, die damit die „Critical Loads" für Hochmoore von maximal 5 kg/ha·a deutlich übersteigen und daher neben der Entwässerung als zweiter Hauptstörfaktor angesehen werden müssen. Die Einträge der übrigen gemessenen Ionen konnten hingegen überwiegend als gering eingestuft werden.

Weiterhin wurden die Ursachen der Gebietsveränderungen anhand der im NSG vorhandenen Entwässerungen und weiterer direkter und indirekter Störungen erörtert. Dabei wurden auch die bisherigen Schutzmaßnahmen nachvollzogen und bewertet und neue Strategien zum weiteren Gebietsmanagement entwickelt, darüber hinaus wurde in diesem Zusammenhang auch das Renaturierungspotential des Gebiets diskutiert.
Nach einer Darstellung von allgemeinen Problemen des Naturschutzes in Niedersachsen kam es abschließend zu einer Bewertung der Verwirklichung der Naturschutzziele im NSG Lengener Meer anhand der vorliegenden Ergebnisse. Dabei wurde aufgrund des Rückgangs von Arten und Vegetationstypen des naturnahen Hochmoores und wegen des teilweise stark veränderten Mineralstoffhaushalts in den degenerierten Flächen festgestellt, dass die Schutzziele im NSG Lengener Meer in der Vergangenheit nicht ausreichend verwirklicht werden konnten. Als positive Aspekte wurden hingegen die Handlungsbereitschaft der beteiligten Behörden und die seit 2006 durchgeführten, weitreichenden Schutzmaßnahmen herausgestellt.

VI. Abstract

Vegetation-ecological studies on the development of the Lengener Meer nature reserve (East Frisia, Northern Germany) – a case study of the efficiency of nature conservation in raised bog ecosystems.

Between 2003 and 2006 flora, vegetation and the mineral budget of the raised bog ecosystem of the nature reserve Lengener Meer (East Frisia, Northern Germany) have been studied. On-site structures like farm tracks and drainage ditches were included. Additional studies of documents and publications have been included to reconstruct the gradual degradation of the bog area within the past 300 years. Furthermore, past and present management intentions and practise have been examined and suggestions for improved measures have been developed.

The studies revealed the gradual change from the original extensive raised bog landscape of about 6900 ha to the present cultural landscape with small-sized bog remains and peat cutting sites. Obviously the landscape is determined by successive phases of cultivation: peat digging, buckwheat fire culture, German bog agriculture and land consolidation. Now within the nature reserve Lengener Meer only 2 % of the Stapeler bog area with a surface undisturbed by peat cutting is conserved.

In the study area dramatic changes during the past 70 year were detected. The number of vascular plant species of the current red list of Lower Saxony decreased by 44 % since 1936, that of the lichens even by 83 %. Nevertheless, the total species number of vascular plants and mosses remained nearly constant due to the invasion of species characteristic of degradation stages.
The decrease in typical bog species was accompanied by the loss of typical plant associations. A comparison of the results of the present study with vegetation relevés from 1968 showed changes in species composition and the loss of two plant associations. One association was found that had not been observed previously.
Arial photographs proved a valuable means to detect and quantify vegetation changes from 1956 up to today. This analysis revealed a decrease of the natural vegetation by almost 50 % in favour of the degenerated types. Furthermore the area of open water in the lakes also decreased by 28 % by means of silting. Additionally historical photos of definite sites were compared with recent photos of the same site. In this way the apparent changes could

be visualized in more detail. Finally, conclusions from the development up to now were used to predict the further development assuming different possible conditions.

The mineral supply of the most important vegetation types was studied too as it was assumed to be primarily responsible for vegetation changes. Samples were taken repeatedly along a vegetation transect of increasing degeneration progress within a period of eight weeks. The results showed low mineral contents in the near-natural vegetation types whereas stands of *Myrica gale* and *Betula pubescens* exhibited high ionic concentrations. Especially for the *Myrica*-shrubs a considerable accumulation of nitrogen was found which is due to symbiotic fixation of this species. All transect units showed an intense release of ions during winter as a result of frost disintegration.
Further chemical studies have been carried out in the siltation-turf of the Lake Lengener Meer where a fivefold increase of nutrients in comparison to the other bog pools was found. Also, the open water of the bog pools and the ditches surrounding the nature reserve have been analysed. It showed that these waters contained mostly low amounts of mineral ions.
In addition the atmospheric deposition of nutrients and pollutants was estimated through data supplied by the NLWKN Aurich. The results showed a remarkable input of nitrogen by 15-20 kg/ha·a that exceeds the critical load for a bog ecosystem by three to four times.

The causes of the observed vegetation changes in the nature reserve were mainly referred to a persisting drainage and additional direct and indirect anthropogenic impacts. These disturbances were described in detail and proposals for future conservation measures were made with regard to the restoration potential of the area. After a description of general problems of nature conservation in Germany the results of the studies were discussed with respect to the fulfilment of the aims of nature conservation.

VII. Literatur

ADAMSON, J. K., SCOTT, W. A., ROWLAND, A. P. & BEARD, G. R. (2001): Ionic concentrations in a blanket peat bog in northern England and correlations with deposition and climate variables. – European Journal of Soil Science 52: 69-79.

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

AKKERMANN, R. (1994): Finanznot in den öffentlichen Kassen – Fluch oder Segen für den Naturschutz. – Mitteilungen aus der NNA 3/94: 56-58.

ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE (1992): Neuenburgerfeld: einst war es Heide, Sand und Moor - Entstehung und Entwicklung. – "Arbeitskreis Heimatkunde", Heimatverein Neuenburg e.V.

ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE (1994): Ruttel/Ruttelerfeld – Siedlung am ostfriesischen Heerweg bis in das Hochmoor. – "Arbeitskreis Heimatkunde", Heimatverein Neuenburg e.V.

ARBEITSKREIS HEIMATKUNDE (1995): Astederfeld – Von der Moorkolonie im 19. Jahrhundert bis zum heutigen Dorf. – "Arbeitskreis Heimatkunde", Heimatverein Neuenburg e.V.

ARBEITSKREISE HEIMISCHE ORCHIDEEN [Hrsg.] (2005): Die Orchideen Deutschlands. – Verlag der Arbeitskreise heimische Orchideen Deutschlands, Uhlstädt-Kirchhasel.

AUKES, G. (1988): Dorfchronik Oltmannsfehn Ockenhausen: 175 Jahre. – Generalanzeiger, Rhauderfehn.

AVERDIEK, F.-R., HAYEN, H. & WILLKOMM, H. (1980): Der Entwicklungsgang im zeitlichen Ablauf und „Moorarchäologie". In: GÖTTLICH, K. (1980): Moor- und Torfkunde. – Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

BADEN, W. & EGGELSMANN, R. (1963): Zur Durchlässigkeit von Moorböden. – Zeitschrift für Kulturtechnik 4: 226-254.

BADEN, W. & EGGELSMANN, R. (1964): Der Wasserkreislauf eines nordwestdeutschen Hochmoores. – Verlag Wasser und Boden, Hamburg.

BARTELS, R. & KUNZE, H. (1973): Torfeigenschaften und ungesättigte hydrologische Leitfähigkeit von Moorböden. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 14: 125-135.

BAXTER, R., EMES, M. J. & LEE, J. A. (1992): Effects of an experimentally applied increase in ammonium on growth and amino-acid metabolism of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. ex. Hoffm. from different polluted areas. – New Phytologist 120: 265-274.

BEHRE, K.-E. (1996): Die Entstehung und Entwicklung der Natur- und Kulturlandschaft der ostfriesischen Halbinsel. In: BEHRE, K.-E., LENGEN, HAJO VAN (1996): Ostfriesland, Geschichte und Gestalt einer Kulturlandschaft, 2. Auflage. – Ostfriesische Landschaft, Aurich.

BERGMEIER, E.; HÄRDTLE, W.; MIERWALD, U.; NOWAK, B.; PEPPLER-LISBACH, C. & FLINTROP, T. (1990): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie – Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 20: 92-103.

BERTRAM, R. (1988): Pflanzengesellschaften der Torfstiche nordniedersächsischer Moore und die Abhängigkeit dieser Vegetationseinheiten von der Wasserqualität. – Dissertationes Botanicae 126, Cramer, Stuttgart.

BIELEFELD, R. (1924): Ostfriesland – Heimatkunde, 2. Auflage. – Dunkmann, Aurich; Nachdruck 1975: Schuster, Leer.

BINKLEY, D., ABER, J., PASTOR, J. & NADELHOFFER, K. (1986): Nitrogen availability in some Wisconsin forests: comparisons of resin bags and on-site incubations. – Biology and Fertility of Soils 2: 77-82.

BLODAU, C., **BASILIKO, N. & MOORE, T. R.** (2004): Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels. – Biogeochemistry 67: 331-351.

BOBBINK, R., HORNUNG, M. & ROELOFS, J. G. M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – Journal of Ecology 86: 717-738.

BOLL, D. (2005): Phosphatmobilisierung bei *Carex acutiformis* Ehrh. – Diplomarbeit an der Universität Oldenburg.

BOTH, F., FANSA, M. & SCHNEIDER, R. (1999): Die Bohlenwege/Pfahlwege I (Le) bis II (Le) im Lengener Moor und III (Le) im Südgeorgsfehner Moor. – Archäologische Mitteilungen aus Nordwestdeutschland 22: 57-88.

BÖTTCHER, H. (1980): Die soziologische Progression als Anordnungsprinzip der Gesellschaften im pflanzensoziologischen System. – Phytocoenologia 7: 8-20.

BOUMAN, A. C. (2002): De Nederlandse Veenmossen. – Natuurhistorische Bibliotheek 70, KNNV, Utrecht.

BRANDES, J. (1951): Das Lengener Meer. – Harlinger Heimatkalender 3/1951: 49-51.

BRANDES, J. (1965): Das Lengener Meer. – Ostfreesland 48:77-81.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – Springer, Wien.

BRÜNING, C. (1924): Aus Ostfrieslands Vorzeit. – Alt-Emden: Heimatblätter aus Ostfriesland No. 2. – Hahn, Emden.

BRUX, H. & HERR, W. (1992): Entwicklungsprogramm Zentrale Ostfriesische Hochmoore VI - Endbericht. – Gutachten für die Bez.-Reg. Weser-Ems.

BRUX, H., HERR, W. E. & TODESKINO, D. (1995): Entwicklungsprogramm Ostfriesische Hochmoore (EOH) 1993 (Teil VIII). – Gutachten im Auftrag der Bez.-Reg. Weser-Ems, IBL, Oldenburg.

BUB, H. (1980): Einbürgerung der Zwergbirke (*Betula nana*) im Naturschutzgebiet „Lengener Meer", Kr. Leer/Ostfriesland. – Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 33: 108-109.

BUCHENAU, F. (1936): Flora von Bremen, Oldenburg, Ostfriesland und den ostfriesischen Inseln. – Arthur Geist Verlag, Bremen.

CLYMO, R. S. (1963): Ion exchange in Sphagnum and its relation to bog ecology. – Annals of Botany 27/106: 309-324.

COLLINS, V. G., D´SYLVA, B. T. & LATTER, P. M. (1978): Microbial populations in peat. In: HEAL, O. W. & PERKINS, D. F. (1978): Production ecology of British moors and montane grasslands. – Springer, Berlin.

COULSON, J. C. & BUTTERFIELD, J. (1978): An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on blanket bog. – Journal of Ecology 66: 631-650.

DAMMAN, A. W. H. (1978): Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. – Oikos 30: 480-495.

DAMMAN, A. W. H. (1986): Hydrology, development and biochemistry of ombrogenous peat bogs with special reference to nutrient relocation in a western Newfoundland bog. – Canadian Journal of Botany 6: 384-394.

DÄMMGEN, U., **KÜSTERS, A. & MAX, W.** (1995): Depositions-Wandermeßstelle Meßprogramm „Elm". – Niederschlagsqualität, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – UTB, Stuttgart.

DIERSSEN, K. (1972): *Sphagnum molle* SULL., übersehene Kennart des Ericetum tetralicis. – Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover 116: 143-150.

DIERSSEN, K. (2001): Torfbildung und Moorwachstum in Abhängigkeit vom Wasserhaushalt – Konsequenzen für eine Moor-Restitution. – Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein 29: 45-53.

DIERSSEN, K. & DIERSSEN, B. (2001): Moore. – Ulmer, Stuttgart.

DIERSSEN, K. & REICHELT, H. (1988): Zur Gliederung des Rhynchosporion albae W. Koch 1926 in Europa. – Phytocoenologia 16(1): 37-104.

DIERSSEN, K. (1982): Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. – Conservatoire et Jardin botaniques, Genf.

DIERSSEN, K. (1996): Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 50: 1-86.

DRÖSLER, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. – Dissertation, Technische Universität München.

DU RIETZ, G. E. (1954): Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der Nord- und Mitteleuropäischen Moore. – Vegetatio 5/6: 571-585.

EBER, W. (1980): Probleme des Schutzes nordwestdeutscher Hochmoore. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 8: 235-240.

EBER, W. (2001): Die Pflanzenwelt im Oldenburger Land. – Oldenburger Forschungen, Neue Folge Band 16, Isensee Verlag, Oldenburg.

EDOM, F. (2001): Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

EGGELSMANN, R. (1967): Oberflächengefälle und Abflußregime der Hochmoore. – Wasser und Boden 8: 247-252.

EGGELSMANN, R. (1971): Über den hydrologischen Einfluß der Moore. – Telma 1: 37-48.

EGGELSMANN, R. (1972): Dränbemessung im Moor nach Tiefe, Abstand und Art. – Telma 2: 91-108.

EGGELSMANN, R. (1981): Ökohydrologische Aspekte von anthropogen beeinflußten und unbeeinflußten Mooren Norddeutschlands. – Dissertation, Universität Oldenburg.

EGGELSMANN, R. (1982): Mögliche Zielsetzungen für eine Regeneration von Hochmooren – hydrologisch betrachtet. – Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland 3: 167-177.

EGGELSMANN, R. (1987): Hochmoor-Regeneration verlangt eine nahezu horizontale Oberfläche. – Natur und Landschaft 62: 241-246.

ELLENBERG, H. (1977): Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. – Oecologia Plantarum 12: 1-22.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Auflage. – Scripta Geobotanica 18: 6-166.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. – Ulmer, Stuttgart.

ELLENBERG (jun.), H. (1992): Fragen an den Naturschutz in Mitteleuropa – veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte. – Grüne Mappe 1991/1992: 4-10. Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein, Kiel.

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (1992): Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – EWG Richtlinie 92/43, Amtsblatt Nr. L 206.

FANSA, M. & SCHNEIDER, R. (1992): Der Bohlenweg XVIII (Le) bei Ockenhausen/Oltmannsfehn (Uplengen, Ldkr. Leer). – Archäologische Mitteilungen aus Nordwestdeutschland 15: 89-99.

FANSA, M. & SCHNEIDER, R. (1993): Die Bohlenwege bei Ockenhausen/Oltmannsfehn, Gde. Uplengen, Ldkr. Leer. – Archäologische Mitteilungen aus Nordwestdeutschland 16: 23-43.

FRAHM, J.-P. & FREY, W. (2004): Moosflora. – UTB, Stuttgart.

FIRBAS, F. (1952): Einige Berechnungen über die Ernährung der Hochmoore. – Berichte des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel 25: 177-200.

GARVE, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/1993: 1-37.

GARVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 30: 1-897.

GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/2004: 1-76.

GARVE, E. (2005): Erhalt der Biodiversität von Kormophyten in Niedersachsen und Bremen: Datengrundlagen, Prioritätensetzung und Artenschutzmaßnahmen. – Dissertation, Universität Hannover.

GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 43: 1-507.

GAUGER, T., KÖBLE, R. & ANSHELM, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. – Endbericht zum Forschungsvorhaben FKZ 108 03 079, Umweltbundesamt.

GELBRECHT, J. & KOPPISCH, D. (2001): Phosphor-Umsetzungsprozesse. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

GERLACH, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoff Netto-Mineralisation. – Scripta Geobotanica 5: 1–116.

GIES, T. & LÖTSCHERT, W. (1973): Untersuchungen über den Kationengehalt im Hochmoor. I. Abstufungen in den Vegetationskomplexen. – Flora 162: 215-243.

GILBERT, O. L. (1970): Further studies on the effect of sulphur dioxide on lichens and bryophytes. – New Phytologist 69: 605-627.

GLAß, R. (1913): Die Besiedelung der Moore und andere Ödländereien. In: SCHWECKE, W., BUSCH, W., SCHÜTTE, H. (1913): Heimatkunde des Herzogtums Oldenburg, Band II. – Schünemann, Bremen.

GLATZEL, S., LEMKE, S. & GEROLD, G. (2006): Short-term effects of an exceptionally hot and dry summer on decomposition of surface peat in a restored temperate bog. – European Journal of Soil Biology 42/4: 219-229.

GOODMAN, G. T. & PERKINS, D. F. (1968a): The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities, Part III: Growth response to added inorganic elements in two *E. vaginatum* communities. – Journal of Ecology 56: 667-683.

GOODMAN, G. T. & PERKINS, D. F. (1968b): The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities, Part IV: Potassium as a limiting factor in an *Eriophorum vaginatum* community. – Journal of Ecology 56: 685-696.

GORE, A. J. P. (1961): Factors limiting plant growth on high-level blanket peat, II. Nitrogen and phosphate in the first year of growth. – Journal of Ecology 49: 605-616.

GORE, A. J. P. (1963): Factors limiting plant growth on high-level blanket peat, III. An analysis of growth of *Molinia caerulea* (L.) Moench. in the second year. – Journal of Ecology 51: 481-491.

GORHAM, E., EISENREICH, S. J., FORD, J. & SANTELMANN, M. V. (1985): The chemistry of bog waters. In: STUMM, W. (1985): Chemical processes in lakes. – Wiley Interscience, New York.

GÖTTLICH, K. & KAULE, G. (1980): Moore im Naturschutz und in der Raumordnung. In: GÖTTLICH, K. (1980): Moor- und Torfkunde. – Schweizerbart´sche Verlangsbuchhandlung, Stuttgart.

GROSSE-Brauckmann, G. (1975): Über die Beziehungen zwischen chemischen Merkmalen von Torfen und ihrem botanischen Charakter. – Moor und Torf in Wissenschaft und Wirtschaft: 145-155.

HAARMANN, K. & PRETSCHER, P. (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 39: 1-266.

HAMANN, K. (1985): Flurneuordnungsverfahren unter Anwendung der §§ 87-89 FlurBG in Verbindung mit dem Bau der Bundesautobahnen A 28 und A 31. In: VERBAND DER TEILNEHMERGEMEINSCHAFTEN UPLENGEN-JÜMME (1985): Förderung der Landeskultur in Ostfriesland. – Dunkmann, Aurich.

HANKEN, H. (1973): Das „Lengender Meer" in Ostfriesland. – Niedersächsischer Jäger 16: 454-456.

HARDERS, N. (1927): Die Siedlungsverhältnisse in Ostfriesland. – Dunkmann, Aurich.

HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., PALLAS, J. & WEIß, J. (1997): Querco-Fagetea (H5), Sommergrüne Laubwälder. Teil 1: Quercion roboris, Bodensaure Eichenmischwälder. – Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 2: 1-51.

HÄRDTLE, W., EWALD. J. & HÖLZEL, N. (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Reihe: Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart.

HARTUNG, J., ELPELT, B. & KLÖSENER, K.-H. (1985): Statistik. Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. – R. Oldenbourg, München.

HARTUNG, W. (1994): Geologie und naturräumliche Gliederung. In: ZOLLER, D. [Red.] Chronik der Gemeinde Bad Zwischenahn: Menschen, Geschichte, Landschaft / hrsg. von der Gemeinde Bad Zwischenahn. – Bad Zwischenahn.

HAUCK, M. (1992): Rote Liste der gefährdeten Flechten in Niedersachsen und Bremen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/1992: 1-44.

HAVILL, D. C., LEE, J. A. & STEWARD, G. R. (1974): Nitrate utilization by species from acidic and calcareous soils. – New Phytologist 73: 1221-1231.

HAYEN, H. (1971): Möglichkeiten und Forderungen der Moorarchäologie. – Telma 1: 31-36.

HAYEN, H. (1975): Neue Untersuchungen am Bohlenweg I (Le) im Lengener Moor Sommer 1973 und 1974. – Mitteilungen der Arbeitsgruppen der Ostfriesischen Landschaft 6/1: 12-19.

HAYEN, H. (1982): Moorarchäologie und Naturschutz - Torf ist mehr als Rohstoff. – Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland 3: 113-131.

HECK, J., KAIM, W. & WEIDENBRUCH, M. [HRSG.] (1997): Anorganische Chemie. – Wiley-VCH, Weinheim.

HEMOND, H. F. (1980): Biogeochemistry of Thoreau´s Bog, Concord, Massachusetts. – Ecological Monographs 50/4: 507-526.

HEMOND, H. F. (1983): The nitrogen budget of Thoreau´s Bog. – Ecology 64: 99-109.

HERR, W. (1988): Entwicklungsprogramm Zentrale Ostfriesische Hochmoore. – Gutachten für die Bez.-Reg. Weser-Ems.

HERR, W., TODESKINO, D. & WIEGLEB, G. (1978): Untersuchungen über die Schutzwürdigkeit und Regenerierbarkeit des Neudorfer und Stapeler Moores. – Oldenburger Jahrbuch 78/79: 453-491.

HINRICHS, J. (1961): Wiesmoor – Entstehung und Zukunft. – Schriften der Wirtschaftswissenschaftlichen Gesellschaft zum Studium Niedersachsen e. V. Band 1, Hinck, Hannover.

HOLDEN, J. (2005): Peatland hydrology and carbon release: why small-scale process matters. - Philosophical Transactions: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 363/1837: 2891-2913.

HÖLSCHER, J., ROST, J. & WALTHER, W. (1994): Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. – Wasser und Boden 1/1994: 20-25.

HÖLZER, A. (1977): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Blindensee-Moor bei Schonach. – Dissertationes Botanicae 36: 1-195.

HUGUET, V., MERGEAY, M., CERVANTES, E. & FERNANDEZ, M. P. (2004): Diversity of *Frankia* strains associated to *Myrica gale* in Western Europe: impact of host plant (*Myrica* vs. *Alnus*) and of edaphic factors. – Environmental Microbiology 6/10: 1032-1041.

HUNTKE, T. (2005): *D.* x *obovata* Mert. & Koch in Deutschland – Verbreitung und Merkmale einer bestimmungskritischen Art. – Floristische Rundbriefe 39: 23-38.

HUNTKE, T. (2007): Die Verbreitung von *Drosera anglica* Huds. in Niedersachsen früher und heute – Ausmaß und Ursachen des Rückgangs eines Hochmoorspezialisten. – Tuexenia 27: 241-253.

JÄGER, E. & WERNER, K. [HRSG.] (2005): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland, Band 4. – Elsevier, München.

JANIESCH, P. (1978): Ökophysiologische Untersuchungen von Erlenbruchwäldern. I. Die edaphischen Bedingungen. – Oecologia Plantarum 13: 43-57.

JANIESCH, P. (1986): Die Bedeutung einer Ernährung von *Carex*-Arten mit Ammonium oder Nitrat für deren Vorkommen in Feuchtgesellschaften. – Abhandlungen des Westfälischen Museums für Naturkunde 48: 341-354.

JANIESCH, P., MELLIN, C. & MÜLLER, E. (1991): Die Stickstoff-Netto-Mineralisierung in naturnahen und degenerierten Erlenbruchwäldern als Kenngröße zur Beurteilung des ökologischen Zustandes. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 20: 353-360.

JANIESCH, P. (1997): Die nährstoffökologische Situation unterschiedlich stark entwässerter Erlenbruchwälder im Emsland. – Abhandlungen des Westfälischen Museums für Naturkunde 59(4): 65-74.

JANSSEN, T. (1967): Gewässerkunde Ostfrieslands. – Ostfriesische Landschaft, Aurich.

JECKEL, G. (1986): Grundwasser-Ganglinien unter verschiedenen Pflanzengesellschaften in nordwestdeutschen Heidemooren. – Tuexenia 6: 195-204.

JONAS, F. (1934): Die Vegetation der Hochmoore am Nordhümmling, 2. Band. – Repertorium Specierum Novarum Regni Vegetabilis 78, Beihefte.

JONAS, F. (1935): Die Vegetation der Hochmoore am Nordhümmling, 1. Band. – Repertorium Specierum Novarum Regni Vegetabilis 78, Beihefte.

JOOSTEN, H. (1993): Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. – Telma 23: 95-116.

JÜRGING, M & SCHMIDA, U. (2005): Vergleichende Landschaftsfotografie. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/05, Hannover.

KAMERMANN, D. (2005): Landschaftsökologische Untersuchungen im NSG Lichtenmoor – Ein Resümee nach 35 Jahren Hochmoorschutz. – Telma 35: 219-240.

KAULE, G. (1978): Management von Mooren für den Naturschutz? – Telma 8: 197-200.

KLÖTZLI, F. & GROOTJANS, A. P. (2001): Restoration of Natural and Semi-Natural Wetland Systems in Central Europe: Progress and Predictability of Developments. – Restoration Ecology 9/2: 209-219.

KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, A. F. M. (1996): The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. – Journal of applied Ecology 33: 1441-1450.

KOERSELMAN, W. & VERHOEVEN, J. T. A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: VERHOEVEN, J. T. A. [ed.] (1992): Fens and bogs in the Netherlands: Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. – Kluwer, Dordrecht.

KOERSELMANN, W., VAN KERKHOVEN, M. B. & VERHOEVEN, J. T. A. (1993): Release of inorganic N, P and K in peat soils; effect of temperature, water chemistry and water level. – Biogeochemistry 20: 63-81.

KOERSELMAN, W. & VERHOEVEN, J. T. A. (1995): Restoration of eutrophicated fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies. – NNA-Berichte 8/2: 85-94.

KOPERSKI, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen.– Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/1999: 1-76.

KOPPE, F. (1964): Die Moose des Niedersächsischen Tieflandes. – Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 36: 237-424.

KOPPISCH, D. (2001): Kationenaustauschkapazität, Umsetzungsprozesse von Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen und Einfluß des pH-Wertes; Schwefel-Umsetzungsprozesse. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

KORTE, H. (1930): Die Entwicklung der ostfriesischen Moorkultur unter besonderer Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Verhältnisse. – Dunkmann, Aurich.

KUNTZE, H. & EGGELSMANN, R. (1981): Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. – Telma 11: 197-212.

KUSEL-FETZMANN, E. (1982): Hochmoorpflanzen. In: KINZEL, H. [Mitverf.] (1982): Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. – Ulmer, Stuttgart.

KÜSTER, E. (1980): Mikrobiologie von Moor und Torf. In: GÖTTLICH, K. (1980): Moor- und Torfkunde. – Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

KÜSTER, H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. – C. H. Beck, München.

LABUS, S. (1984): Entwicklungs- und Pflegeplan für den Lengener-Hochmoorkomplex im Reg.-Bez. Weser-Ems. – Gutachten im Auftrag des NLVA–FfN, Braunschweig.

LANDGRAF, L. & NOTNI, P. (2004): Das Moosfenn bei Potsdam - Langzeitstudie zu Vegetation und Nährstoffhaushalt eines brandenburgischen Kesselmoores. – Telma 34: 123-154.

LANDWEHR, J. (1980): Atlas Nederlandse Levermossen. – Natuurhistorische Bibliotheek Nr. 27, KNNV, Utrecht.

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS (1977): Agrarstrukturelle Vorplanung – Gemeinde Uplengen. – Oldenburg.

LANGERFELDT, J. (1938a): Die Vegetationsverhältnisse am Lengener Meer. – Gutachten, Varel (Gebietsakte Bez.-Reg. Weser-Ems).

LANGERFELDT, J. (1938b): Das Lengener Meer, ein ostfriesischer Moorsee. – Naturschutz 11: 243-245.

LANTA, V. & HAZUKOVÁ, I. (2005): Growth response of downy birch (*Betula pubescens*) to moisture treatment at a cut over peat-bog in at the Sumava Mts., Czech Republik. – Annales Botanici Fennici 42/4: 247-256.

LOACH, K. (1966): Relations between soil nutrients and vegetation in wet-heaths. I. Soil nutrient content and moisture conditions. – Journal of Ecology 54: 597-608.

LÖTSCHERT, W. & GIES, T. (1973): Untersuchungen über den Kationenhaushalt im Hochmoor. I. Abstufungen in den Vegetationskomplexen. – Flora 162: 215-243.

LÜDERWALDT, D. & SCHMATZLER, E. (1979): Vorstellungen des Naturschutzes für ein Moorschutzprogramm in Niedersachsen – Erhaltung, Entwicklung und Regenerierung eines Hochmoores am Beispiel des Stapeler Moores. – Telma 9: 287-294.

LÜDERWALDT, D. (1982): Das Hochmoor aus der Sicht des Naturschutzes. – Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland 3: 135-145.

LUNDELL, Y. (1989): *In situ* exchange resin bags to estimate forest quality. – Plant and soil 119: 186-190.

LÜTT, S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 43: 1-250.

LYNN, B. H., HEALY, R. & DRUYAN, L. M. (2007): An analysis of the potential for extreme temperature change based on observations and model simulations. – Journal of Climate 20: 1539-1554.

MALMER, N. (1962): Studies on mire vegetation in the Archaean area of southwest Götaland (South Sweden). 1. Vegetation and habitat on the Akhult mire. – Opera Botanica 7: 1-322.

MALMER, N., ALBINSSON, C., SVENSSON, B. M. & WALLÉN, B. (2003): Interferences between *Sphagnum* and vascular plants: effects on plant community structure and peat formation. – Oikos 100: 469-482.

MAUQUOY, D. & BARBER, K. (1999): Evidence for climatic deteriorations associated with the decline of *Sphagnum imbricatum* Hornsch. ex Russ. in six ombrotrophic mires from northern England and the Scottish Borders. – The Holocene 9, 4: 423-437.

MAUQUOY, D. & YELOFF, D. (2007): Raised peat bog development and possible responses to environmental changes during the mid- to late-Holocene. Can the palaeoecological record be used to predict the nature and response of raised peat bogs to future climate change? – Biodiversity and Conservation (Online First: http://www.springerlink.com/content/mx0677622j40m084/?p=9fde66ed28444806bd4f42c5fbc5abb1&pi=3, 04. September 2007).

MEYER, W. & van DIEKEN, J. (1937): Pflanzenbestimmungsbuch für Oldenburg-Ostfriesland und Ihre Inseln. – Littmann, Oldenburg.

MEYER, W. & van DIEKEN, J. (1947): Pflanzenbestimmungsbuch für die Landschaften Osnabrück, Oldenburg-Ostfriesland und Ihre Inseln. – Trüjen, Bremen.

MEYER, W. & van DIEKEN, J. (1949): Pflanzenbestimmungsbuch für die Landschaften Oldenburg und Ostfriesland sowie Ihre Inseln. – Stalling, Oldenburg.

MOHR, H. (1993): Warum wurde ausgerechnet Stickstoff zum Problem? – Akademie-Journal (Heidelberg) 1/93: 16-19.

MOHR, K. (2001): Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland – Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. – Dissertation, Universität Oldenburg.

MÖLLER, H. (2003): Zum Gebrauch des arithmetischen Mittels der pH-Werte von Böden. – Tuexenia 23: 397-399.

MÜLLER, K. (1965): Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. – Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins Schleswig-Holstein 36: 30-77.

MÜLLER, K. (1968): Ökologisch-vegetationskundliche Untersuchungen in ostfriesischen Hochmooren. – Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 81: 221-237.

MÜLLER, K. (1973): Ökologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Niedermoorpflanzen-Standorten des ombrotrophen Moores unter besonderer Berücksichtigung seiner Kolke und Seen in NW-Deutschland. – Beiträge zur Biologie der Pflanzen 49: 147-235.

MÜLLER, K. (1975): Zum Schutz von Hochmoorlandschaften und ihrer Gewässer im norddeutschen Flachland. – Telma 5: 251-261.

MÜLLER, K. (1976): Zur Frage der „Mineralbodenwasserzeiger" auf ombrotrophen Moorkomplexen. – Beiträge zur Biologie der Pflanzen 52: 311-318.

MURPHY, J. & RILEY, J.P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta 27: 31-36.

NAGEL, H.-D., BECKER, R., EITNER, H., HÜBENER, P., KUNZE, F., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G. & WEIGELT-KIRCHNER, R. (2004): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. – Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 200 85 212, Umweltbundesamt.

NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (2005): Die Moose Baden-Württembergs, Band 3: Spezieller Teil. – Ulmer, Stuttgart.

NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1994): Naturschutzfachliche Bewertung der Hochmoore in Niedersachsen. – Niedersächsisches Umweltministerium, Hannover.

NLÖ (1987): Belastung von Wasser und Boden durch Schadstoffe in Luft und Niederschlägen. – Bericht des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Hildesheim.

NLÖ (1993): Depositions-Meßnetz Niedersachsen. – Bericht des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Hildesheim.

NLWKN (2001): Seen in Ostfriesland. – Bericht des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft und Küstenschutz, Betriebsstelle Aurich.

NLWKN (2006): 25 Jahre Niedersächsisches Moorschutzprogramm – eine Bilanz. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 3/2006: 154-184.

OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs-, und Moorgesellschaften. – Gustav Fischer, Jena.

OVERBECK, F. T. (1950): Die Moore. Geologie und Lagerstätten Niedersachsens 3: Das Känozoikum in Niedersachsen, 4. Abteilung. – Dorn Verlag, Bremen.

OVERBECK, F. T. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte. – Wachholtz. Neumünster.

PEPPLER, C. (1988): TAB - Ein Computerprogramm für die pflanzensoziologische Tabellenarbeit –Tuexenia 10: 497-512.

PETZELBERGER, B. E. M., BEHRE, K.-E. & GEYH, M. A. (1999): Beginn der Hochmoorentwicklung und Ausbreitung der Hochmoore in Nordwestdeutschland – Erste Ergebnisse eines neuen Projektes. – Telma 29: 21-38.

PFADENHAUER, J. (1996): Anwendung von Fernerkundungs-Methoden für das Monitoring der Vegetation im Wurzacher Ried. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 43-48.

PFADENHAUER, J. (1998a): Das ökologische Entwicklungskonzept Wurzacher Ried – ungestörte Entwicklung als Schutzstrategie für Moore. – In: Naturschutzzentrum Bad Wurzach [Hrsg.] (1998): Zehn Jahre Projekt "Wurzacher Ried". Internationale Fachtagung zur Erhaltung und Regeneration von Moorgebieten: 35-49.

PFADENHAUER, J. (1998b): Grundsätze und Modelle der Moorrenaturierung in Süddeutschland. – Telma 28: 251-272.

PFAFFENBERG, K. (1939): Entwicklung und Aufbau des Lengener Moores. – Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 31: 114-151.

PIGOTT, C. D. & PIGOTT, M. E. (1963): Late-glacial and post-glacial deposits at Malham, Yorkshire. – New Phytologist 62: 317-334.

PILLE, E. (1976): Die heutige potentielle natürliche Vegetation und die reale Vegetation im Naturschutzgebiet „Lengener Meer". In: Zwei Ostfriesische Binnenmeere. – Arbeiten zur Natur- und Landeskunde Ostfriesland, Ostfriesische Landschaft, Aurich.

POPP, M. (1913): Die Bodenarten des Herzogtums Oldenburg in ihrer Beziehung zur Landwirtschaft. In: SCHWECKE, W., BUSCH, W., SCHÜTTE, H. (1913): Heimatkunde des Herzogtums Oldenburg, Band I. – Schünemann, Bremen.

POTT, R. (1993): Farbatlas Waldlandschaften. – Ulmer, Stuttgart.

POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart.

PREISING, E. (1971): Der Schutz von Mooren aus der Sicht der Raumordnung. – Telma 1: 27-30.

PRESS, M. C., WOODIN, S. J., LEE, J. A. (1986): The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. New Phytologist 103: 45-55.

PRESTEL, M. A. (1868): Ueber das Moorbrennen in Ostfriesland. – Göttingen.

QUIAN, P. & SCHOENAU, J. J. (2002): Practical applications of ion exchange resins in agricultural and environmental soil research. – Canadian Journal of Soil Science 82: 9-21.

RACH, J. & JANIESCH, P. (1999): Simulation von Ent- und Wiederbewässerungsperioden an Torfmonolithen unter Einsatz von Laborlysimetern. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 91(3):

RACH, J. & ZEISS, S. (2003): Ursachen des N-Freisetzungpotentials an entwässerten Erlenburchstandorten. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 102: 319-320.

RAGHOTAMA, K. G. (1999): Phosphate acquisition. – Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 50: 665-693.

REDEKER, G (1982): Aufgaben und Ziele der Moorerhaltung aus Sicht des Umweltschutzes. – Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland 3: 65-72.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 35: 1- 800.

RETH, S., HENTSCHEL, K., DRÖSLER, M. & FALGE, E. (2005): DenNit – Experimental analysis and modelling of soil N_2O efflux in response on changes of soil water content, soil temperature, soil pH, nutrient availability and the time after rain event. – Plant and Soil 272: 349-363.

RINGLER, A. (1977): Zur Erfassung der landschaftsökologischen Funktion der Moore. – Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 8: 57-70.

ROCHUS, W. (1975): Die Zusammensetzung des Torfes an verschiedenen Standorten im Sonnenberger Moor. – Moor und Torf in Wissenschaft und Wirtschaft: 135-144.

RUDOLPH, H. & VOIGT, J. U. (1986): Effects of NH_4^+-N and NO_3^--N on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. – Physiologica Plantarum 66: 339-343.

RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineral-Stickstoff-Nachlieferung am Standort. – Flora, Abt. B 159: 233-257.

RYBNÍČEK, K. (1977): Die Ursachen der Änderung und des Untergangs der Moorvegetation in Mitteleuropa. – Telma 7: 241-249.

SAEBØ, S. (1969): On the mechanism behind the effect of freezing and thawing on dissolved phosphorous in *Sphagnum fuscum* peat. – Meldinger fra Norges Landbrukshøgskole 48/14: 1-10.

SANDERS, H. (1990): Wiesmoor – Seine Kultivierung und Besiedelung von den Randgemeinden aus. – Mettcker, Jever.

SCHACHERER, A. (2001): Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Supplement Pflanzen zu Heft 5/2001: 1-20.

SCHÄFER, W. (1994): Physikalische Eigenschaften von Hochmooren. – NNA-Berichte 94/2: 39-42.

SCHAMINÉE, J. H. J., WEEDA, E. J. & WESTHOFF, V. (1995): De Vegetatie van Nederland, Deel 2, Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. – Opulus Press, Uppsala, Leiden.

SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K. H. & SCHWERTMANN, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, 14. Aufl. – Enke, Stuttgart.

SCHEFFER, B. (1994): Zur Nährstoffdynamik der Hochmoorböden. – NNA-Berichte 94/2: 43-46.

SCHEPKER, H., KOWARIK, I. & GARVE, E. (1997): Verwilderungen nordamerikanischer Kulturheidelbeeren (*Vaccinium* subgen. *Cyanococcus*) in Niedersachsen und deren Einschätzung aus Naturschutzsicht. – Natur und Landschaft 72: 346-351.

SCHMATZLER, E. (1991): Hochmoore in Niedersachsen – Die Schutzbemühungen des Naturschutzes, verbunden mit einer Bestandsaufnahme (Stand Juni 1990). – Telma 21: 235-244.

SCHNEEKLOTH, H. & TÜXEN, J. (1975): Die Moore in Niedersachsen, 4. Teil. Bereich des Blattes Bremerhaven der Geologischen Karte der Bundesrepublik Deutschland (1:200000). – Verlag Göttinger Tageblatt, Göttingen.

SCHNEEKLOTH, H. (1978): Naturschutz und Landwirtschaft (Ein Vorschlag zur Kooperation am Beispiel des Stapeler Moores). – Telma 8: 323-327.

SCHÖLLER, H. (1997): Flechten. Geschichte, Biologie, Systematik, Ökologie, Naturschutz und kulturelle Bedeutung. – Kleine Senckenberg-Reihe 27: 1-247.

SCHULZE, W. (1954): Die Pflanzengesellschaften des Lengener Meeres. – Semesterarbeit an der Pädagogischen Hochschule Oldenburg, Archiv der Biologiedidaktik, Universität Oldenburg.

SCHÜTTE, H. (1913): Geologie der Heimat. In: SCHWECKE, W., BUSCH, W., SCHÜTTE, H. (1913): Heimatkunde des Herzogtums Oldenburg, Band I. – Schünemann, Bremen.

SCHÜTTE, H. (1930): Wie ist das Lengener Moor entstanden? – Sonntagsbeilage zum Ammerländer 52, Westerstede (vom 27.12.1930).

SCHWAAR, J. (1988): Aus dem Leben des Moor-Forschers C. A. Weber (1856-1931). – Naturschutz und Naturparke 131: 16-21.

SCHWAAR, J. (1991): Vegetationsstrukturen auf Hochmoor-Vernässungsflächen. – Mitteilungen aus der NNA 1/91: 31-38.

SCHWARZ, W. (1996): Ur- und Frühgeschichte. In: BEHRE, K.-E., VAN LENGEN, H. (1996): Ostfriesland, Geschichte und Gestalt einer Kulturlandschaft, 2. Auflage. – Ostfriesische Landschaft, Aurich.

SCHWECKE, W., BUSCH & W. & SCHÜTTE, H. (1913): Heimatkunde des Herzogtums Oldenburg, Band I und II. – Schünemann, Bremen.

SCHWINTZER, C. R. (1979): Nitrogen fixation by *Myrica gale* root nodules Massachusetts wetland. – Oecologia 43: 283-294.

SCHNEEKLOTH, H. & TÜXEN, J. (1975): Die Moore in Niedersachsen, 4. Teil, Bereich des Blattes Bremerhaven der Geologischen Karte der Bundesrepublik Deutschland (1:200000). – Kommissionsverlag Göttinger Tageblatt GmbH & Co., Göttingen.

SCOGLEY, E. O. & DOBERMANN, A. (1996): Synthetic Ion-Exchange Resins: Soil and Environmental Studies. – Journal of Environmental Quality 24: 13-24.

SEBALD, O. (1992): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 3. – Ulmer, Stuttgart.

SHEIKH, K. H. (1969a): The responses of *Molinia caerulea* and *Erica tetralix* to soil aeration and related factors. – Journal of Ecology 57: 727-736.

SHEIKH, K. H. (1969b): Effects of competition and nutrition on wet-heath plants. – Journal of Ecology 57: 87-99.

SIPPEL, U. (2005): Stand der Ausweisung von Naturschutzgebieten in Niedersachsen am 31.12.2004. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 3/05: 62-126.

SKENE, K. R., SPRENT, J. I., RAVEN, J. A. & HERDMAN, L. (2000): Myrica gale L. – Journal of Ecology 88: 1079-1094.

SPEKAT, A., ENKE, W. , KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. – Endbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens: "Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland - Phase I: Erstellung regionaler Klimaszenarios für Deutschland". – Umweltbundesamt.

STÄHLE, B., JENSEN, S., SCHMATZLER, E., RHEIN, U. & EHLERS, M. (1997): Umweltmonitoring von Zustand und Nutzung der Hochmoore – Auswertung von Satellitendaten für das Niedersächsische Moorschutzprogramm. – Niedersächsisches Umweltministerium, Hannover.

STROHSCHNEIDER, R. [Schriftl.] (1997): Stickstoffminderungsprogramm. – NNA-Berichte 4/1997: 1-51.

SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

SUKOPP, H. (1969): Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation. – Vegetatio 17: 360-371.

SWAN, G. A. (1999): Identification, distribution and a new nothosubspecies of *Trichophorum cespitosum* (L.) Hartman (Cyperaceae) in the British Isles and N. W. Europe. – Watsonia 22: 209-233.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. (2000): Physiologie der Pflanzen. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.

TIMMERMANN, R. (1995): Stickstoff- und Phosphor-Blattspiegelwerte und das N-P-Verhältnis verschiedener Pflanzenarten einer Küstendünen-Chronosequenz auf Spiekeroog. – Diplomarbeit Universität Oldenburg, Fachbereich Biologie.

TIMMERMANN, T., KOSKA, I., JOOSTEN, H & WICHTMANN, W. (2002): Grundlagen, Begriffe und Strategien der Moor-Renaturierung. In: Landesforstanstalt Eberswalde [Hrsg.] (2002): Vortragsband zum Festkolloquium anlässlich des 80. Geburtstags von Dr. habil. D. Kopp und des 60. Geburtstag von Prof. Dr. M. Succow am 20.4.2001 in Greifswald, Eberswalde.

TOM DIEK, P. (1931): Im weiten Grenzmoor. – Sonntagsbeilage zum Ammerländer 37, 12.09.1931.

TOM DIEK, P. (1933): Die Vogelwelt der Jaderstädte und ihrer Umgebung. – Rüstringer Heimatbuch 3, Accum.

TOMASSEN, H. B. M., SMOLDERS, A. J. P., LIMPENS, J., LAMERS, L. P. M. & ROELOFS J. G. M. (2004): Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation or high N deposition? – Journal of Applied Ecology 41 (1): 139-150.

TÜRK, R., WIRTH, V. & LANGE, O. L. (1974): CO_2-Gaswechsel-Untersuchungen zur SO_2-Resistenz von Flechten. – Oecologia 15: 33-64.

TÜXEN, J. (1976): Über die Regeneration von Hochmooren. – Telma 6: 219-230.

TWENHÖVEN, L. F. (1992): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 44: 1-172.

UHDEN, O (1967): Niederschlags- und Abflußbeobachtungen auf unberührten, vorentwässerten und kultivierten Teilen eines nordwestdeutschen Hochmoores, der Esterweger Dose am Küstenkanal bei Papenburg. – Wasser & Boden 15: 8-70.

UMWELTBUNDESAMT (1999): Jahresbericht 1998 aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes. 3. Spezielle Umweltprobleme. – Umweltbundesamt Texte 66/99: 1-19.

van DIEKEN, J. (1956): Am Lengener Meer. – Ostfriesischer Hauskalender 112: 49-52.

van DIEKEN, J. (1970): Beiträge zur Flora Nordwestdeutschlands unter besonderer Berücksichtigung Ostfrieslands. – Mettcker & Söhne, Jever.

VON GELDERN, H. (1982): Aufgaben und Ziele der Moorerhaltung aus kulturpolitischer Sicht. – Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland 3: 57-62.

VANCE, C. P., UHDE,-STONE, C. & ALLAN, D. L. (2003): Phosphorus acquisition and use: critical adaptions by plants for securing a nonrenewable resource. – New Phytologist 157: 423-447.

VENTERINK, H. O., DAVIDSSON, T. E., KIEHL, K. & LEONARDSON, L. (2002): Impact of rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. – Plant and soil 243: 119-130.

VERMEER, J. G. & JOOSTEN, H. (1992): Conservation and management of bog and fen reserves in the Netherlands. In: VERHOEVEN, J. T. A. [ed.] (1992): Fens and bogs in the Netherlands: Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. – Kluwer, Dordrecht.

WAGNER, C. (1994): Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* Ehrh. in Hochmooren Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 47: 1-182.

WANDTNER, R. (1981): Indikatoreigenschaften der Vegetation von Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland für Schwermetallimmissionen. – Dissertation, Universität Frankfurt.

WAUGHMAN, G. J. (1980): Chemical aspects of the ecology of some German peatlands. – Journal of Ecology 68: 1025-1046.

WEBER, C. A. (1902): Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoors von Augustumal im Memeldelta. – Parey, Berlin.

WEBER, C. A. (1902): Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoors von Augustumal im Memeldelta. – Parey, Berlin.

WEBER, C. A. (1907): Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. – Beiblatt zu den Botanischen Jahrbüchern Nr. 90 (Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 40).

WEBER, H. E. (1998). Franguletea (H1), Faulbaum-Gebüsche. – Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 4: 1-86.

WESTERHOFF, A. (1936): Das Ostfriesisch-Oldenburgische Hochmoorgebiet. Die Entwicklung seines Landschafts- und Siedlungsbildes.– Stalling, Oldenburg.

WIEGLEB, G., HERR, W. & TODESKINO, D. (1978): Untersuchungen zur Schutzwürdigkeit und Regenerierbarkeit des Neudorfer und Stapeler Moores (Landkreis Leer, Reg.-Bez. Weser-Ems). – Gutachten an der Universität Oldenburg, Fachbereich Biologie.

WIEMANN, H. & ENGELMANN, J. (2002): Alte Wege und Straßen in Ostfriesland. – Schuster, Leer.

WILDVANG, D. (1929): Der Boden Ostfrieslands. – Dunkmann, Aurich.

WILLMANNS, O. (1967): Anthropogener Rückgang der Kryptogamen-Vegetation in Südwestdeutschland. – Berichte des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel 37: 74-87.

WILLMANNS, O. (1975): Wandlungen des Geranio-Allietum in den Kaiserstühler Weinbergen? – Pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. – Berichte zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 34: 429-443.

WIRTH, V. (1995): Flechtenflora. – UTB, Stuttgart.

WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart.

WIßMANN, H. (1997): Die Qualität der Naturschutzgebiete im Landkreis Hildesheim. – Diplomarbeit, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover.

WOODIN, S. J. & LEE, J. A. (1987): The effects of nitrate, ammonium and temperature on nitrate reductase activity in Sphagnum species. New Phytologist 105: 103-115.

YANG J. E., SKOGLEY, E. O. & SCHAFF, B. E. (1991b): Nutrient flux to mix-bed ion-exchange resin: Temperature effects. Soil Science Society of America 55: 762-767.

ZACHARIAS, D. (2003): Eutrophierung und Erhalt der Pflanzen-Biodiversität in Niedersachsen – ein Gegensatz? – Nachhaltiges Niedersachsen 26: 34-38.

ZÖTTL, H. (1958): Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. – Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 81: 35-49.

Kartenmaterial:

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie: Topographische Übersichtskarte 1:200.000, Ausgabe 1998.

Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen: Oldenburgische Vogteikarte, Blätter Amt Apen III (1793), Amt Apen V (1794), Amt Neuenburg II (1793) & Amt Neuenburg III (1793).

Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen: Preußische Landesaufnahme, Blatt 2613, Ausgabe 1900.

Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen: Topographische Karte 1:25000, Blatt 2613, diverse Ausgaben.

Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen: Topographische Karte 1:100000, Blatt C2710, Ausgabe 1999.

LE COQ (1805): Topographische Karte von Westfalen Sect IV: Karte des größten Theils vom Herzogthum Oldenburg eines Theil von Fürstenthum Ostfriesland und vom Herzogthum Bremen. – Nachdruck 1984: Niedersächsisches Landesverwaltungsamt - Landesvermessung.

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (1997): Bodenübersichtskarte 1:50000, Blatt L2712.

Vermessungs- und Katasterverwaltung: Deutsche Grundkarte 1:5000, Blätter 261307, 261308, 261313 & 261314, Ausgaben 1997-1998.

WILDVANG. D. (1922): Karte von Ostfriesland 1:200.000. – Hinck, Hannover.

Internet:

ADAMS, H.-J. (2006): Wiesmoor-Info. URL: http://www.ewetel.net/~hans-juergen.adams (besucht am 24.03.2006).

Deutscher Wetterdienst (DWD): http://www.dwd.de

GERBRACHT, T. (2006): Bentstreek. URL: http://www.bentstreek.de (besucht am 28.03.2006)

GEOSUM-Datenserver: http://www.umwelt.niedersachsen.de

Klimadiagramme weltweit: http://www.klimadiagramme.de

NLWKN: http://www.nlwkn.niedersachsen.de

Umweltbundesamt: http://www.umweltbundesamt.de

Anhang zu II: Entstehung und Entwicklung des NSG Lengener Meer

Im Anschluss an die Landschaftsgeschichte des Stapeler-Moor-Komplexes folgt als Anhang die spezielle Geschichte des Naturschutzgebiets Lengener Meer in chronologischer Aufzählung. Die Informationen dazu wurden überwiegend aus den Akten der ehemaligen Bezirksregierung Weser-Ems (NLWKN, Betriebsstelle Brake/Oldenburg, Geschäftsbereich Naturschutz) recherchiert. Wo andere Quellen verwandt wurden sind diese angegeben; alle Informationen ab 2004 sind eigene Beobachtungen.

1935 – 1940: Unterschutzstellung

- 14.02.1935: Erste Aktennotiz: Der Direktor der Staatlichen Stelle für Naturdenkmalpflege in Berlin bittet zu prüfen, ob einer Unterschutzstellung des Lengener Meeres wirtschaftliche Bedenken entgegenstehen.
- 20.03.1935: Der Naturschutzkommissar im Reg. Bez. Aurich beantragt den Schutz des Lengener Meeres. Sein Entwurf sieht eine dreieckige Fläche von ca. 200 Ha vor.
- 13.04.1935: Der Regierungspräsident in Aurich ersucht die Staatliche Moorverwaltung in Aurich zu prüfen, ob der Unterschutzstellung des Lengener Meeres wirtschaftliche Bedenken entgegenstehen.
- 10.05.1935: Die Moorverwaltung hält eine Unterschutzstellung nicht für angebracht, da das Restgebiet zu klein ist, um es im Urzustand zu erhalten. Dennoch soll das Gebiet in seinem jetzigen Zustand erhalten werden, da eine Nutzung nicht in Frage kommt. Ferner weist sie darauf hin, dass im Winterhalbjahr das Wasser im Meer angestaut wird, um es im Sommer in die Tränkestellen der Viehweiden zu leiten.
- 1936: Die Nordwestdeutschen Kraftwerke AG (im Folgenden: NWK) pachten 760 ha des Stapeler Moores inklusive der Fläche des heutigen NSG Lengener Meer zur Abtorfung.
- 30.11.1936: Verhandlungen über die Unterschutzstellung von Gebieten in Ostfriesland mit behördlichen Beauftragen und den NWK. Das Lengener Meer wird als schützenswert erachtet. Über die Grenzziehung eines Schutzgebiets wird mit den NWK kontrovers verhandelt. Diese wollen auf keinen Streifen ihres Abtorfungsgebiets verzichten, um ihre Arbeiten möglichst rentabel durchführen zu können. Auch ein geforderter Schutzstreifen von 300 m zum Lengener Meer wird nicht akzeptiert.

- 31.03.1937: Dr. Nitzschke beantragt erneut die Unterschutzstellung des Lengener Meeres. Anders als in seinem ersten Antrag beträgt die NSG-Fläche nur noch ca. 55 ha. Die Einwände der NWK lehnt er als nicht stichhaltig ab.
- 16.09.1937: Bericht über eine Ortsbesichtigung mit den Herren Kragh, Brandes und Van Dieken. Eine Entwässerung des Meeres durch den Graben am Zollweg konnte nicht festgestellt werden. Es wurde jedoch ein Durchstich zum südlichen Graben gefunden, der von den Anwesenden wieder verschlossen wurde.
- 1938: Ein Gutachten über das geplante Naturschutzgebiet widerlegt mit „wissenschaftlichen" Argumenten die Notwendigkeit eines Schutzstreifens im Süden und gibt einer Erhaltung des Gebiets generell kaum Chancen (LANGERFELDT 1938).
- April 1938: Flächenbrand im Gebiet. Keine näheren Angaben über das Ausmaß.
- 25.10.1939: Entwurf einer NSG-Verordnung. Das lange hin- und her um die Grenzziehung ist dadurch aber nicht beendet. Der südliche Schutzstreifen kann im Verlauf der Diskussion nicht durchgesetzt werden, dafür soll aber die östlich angrenzende Hochmoorfläche bis zur Oldenburgischen Grenze hinzugezogen werden. Diese Fläche fällt jedoch auch unter den Abtorfungsplan der NWK. Es stehen also 140 ha oder nur die 60 ha um das Lengener Meer zur Debatte.
- 25.05.1940: Bekanntgabe der NSG-Verordnung: Das Lengener Meer und die östlich angrenzende Hochmoorfläche mit einer Gesamtfläche von 140 ha wird zum Naturschutzgebiet erklärt (Abb. 165).

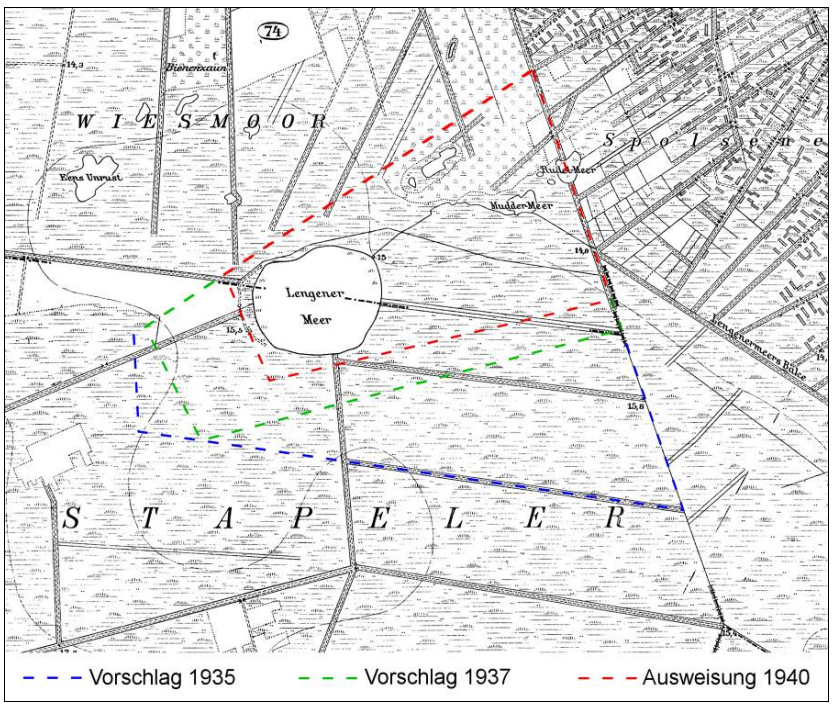


Abb. 165: Entwicklung der Abgrenzung für das NSG 1935-1940. Auszug aus der topographischen Karte 1:25000 © LGN.

1940 – 1945: Zweiter Weltkrieg

- 13.08.1940: Auftrag zur Anfertigung von Tafeln für das NSG.
- 22.08.1940: Die Mooradministration Aurich meldet, dass die Wehrmacht unangemeldet im NSG bauliche Anlagen errichtet hat. Es handelt sich um die Anlage eines Scheinflughafens mit Gebäuden aus Strohballen und einfachen Holzkonstruktionen. Ferner ist eine „Startbahnbeleuchtung" installiert worden (Abb. 166).
- 24.08.1940: Bombenangriff auf Oltmannsfehn. Vermutlich ist der Scheinflughafen am Lengener Meer das eigentliche Ziel. (AUKES 1988).
- 17. und 18.04.1941: Weitere Bombenangriffe auf Oltmannsfehn (AUKES 1988).

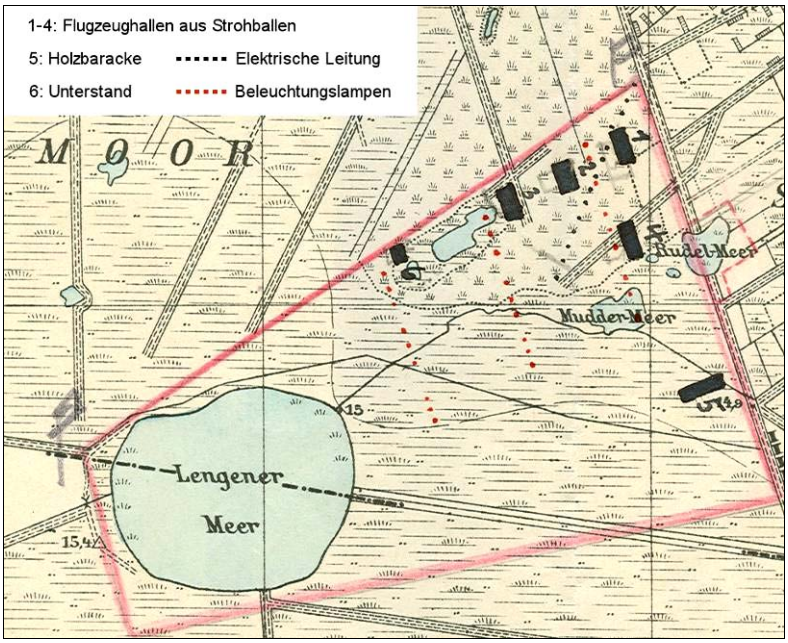


Abb. 166: Scheinflughafen-Anlage im August 1940. Zeichnung aus den Gebietsakten des NLWKN. Auszug aus der topographischen Karte 1:25000 © LGN.

- 30.05.1941: Meldung der Moorverwaltung: Da der Zollweg ein öffentlicher Weg ist, können keine NSG-Tafeln angebracht werden.
- 04.08.1941: Anzeige: Bauern haben einen Entwässerungsgraben vom Südufer des Meeres zum südlichen Entwässerungsgraben ausgehoben, um ihr Vieh zu tränken. Ein alter Graben vom Westufer zum westlichen Randgraben wurde ebenfalls reaktiviert. Der Wasserspiegel fällt deutlich ab, bis die Gräben von der Moorverwaltung wieder verschlossen werden.
- 1943: Durch einen Bombenangriff entsteht am Westrand des Gebiets der „Kuhtränkenteich".

- 24.03.1944: Bericht von Lehrer Brandes aus Wittmund. Bei einem Besuch fand er den westlichen Graben wieder offen vor, Wasser floss mit starker Strömung aus dem Meer. Er dichtete daraufhin den Graben an zwei Stellen ab und unterband damit den Abfluss.
- 15.04.1944: In einer kurzen Notiz wird berichtet, dass durch „Feindeinwirkung" … „ein Teil der schönen Heide" abgebrannt ist. Dies ist der vierte dokumentierte Bombenangriff auf das Gebiet.

1945 – 1968: Nachkriegsjahre

- nach Kriegsende: Schwere Munition vom Flugplatz Marx wird im Lengener Meer versenkt.
- 1947: Die Munition im Lengener Meer wird entfernt, dazu lässt man den See komplett leer laufen.
- 16.04.1948: Offenbar hat es neue Entwässerungsversuche gegeben. Es findet sich dazu nur eine kurze Notiz: Die an der Nord- und Südseite angelegten Entwässerungsgräben sind auf einer Länge von 7 m zugeworfen worden.
- 13.04.1948: Eine Firma beantragt die Zuweisung von Moorländereien im Gebiet des NSG zur Nutzung. Sie weist darauf hin, dass das NSG durch die Abtorfung und Entwässerung in der Umgebung seine Schutzwürdigkeit in wenigen Jahren ehedem verlieren wird und die Versorgung der Bevölkerung mit Nahrung und Rohstoffen gewährleistet werden muss. Der Antrag wird vom Bezirkwirtschaftsamt unterstützt. Es folgt ein kontroverser Schriftwechsel mit Beteiligten aus Wirtschaft und Wissenschaft über den Sinn des Naturschutzes, Klimafolgen der Moorzerstörung und Wirtschaftlichkeit der Torfnutzung.
- 14.03.1949: Die o.g. Firma ist durch die Verzögerung der Freigabe der Parzellen nicht mehr in der Lage, ihr Vorhaben durchzuführen. Das bereits in Maschinen investierte Kapital kann nicht länger ungenutzt bleiben. Damit wird die Angelegenheit als erledigt betrachtet.
- 19.06.1949: Lehrer Brandes bittet um gründliche Schließung des vom Meer nach Norden entwässernden Grabens, da hier ein Abfluss immer noch festzustellen ist. Der Graben wird daraufhin gründlich abgedichtet.
- 1952: Ein Segelflugverein beantragt die Nutzung des Naturschutzgebiets als Segelflugplatz.

- 19.07.1952: Die NWK berichtet, dass die Torfgewinnung nun an der Südgrenze des Lengener Meeres angekommen ist und bittet darum, die entstehende Steilkante „abzubunkern", um Abbruchvorgängen entgegenzuwirken. Nebenbei wird gebeten, doch erneut zu überprüfen, ob nicht auf die Flächen im Osten verzichtet werden könne. Aus ihrer Sicht ist die ursprüngliche Moorvegetation aufgrund der umgebenden Landwirtschaft ehedem nicht zu erhalten.
- 1952: Die nordwestlich an das NSG angrenzenden Flächen werden in Kultur genommen.
- 06.01.1954: Die Steilkante zum Torfabbaugebiet soll auf einem Streifen von 4 m Breite abgebunkert werden. Der so entstehende Aushub soll als Wall auf die Gebietsgrenze aufgeschüttet werden und somit das Gebiet vor Wasserverlusten schützen.
- 04.05.1954: Bericht von einer Besichtigung im Frühjahr, bei der beobachtet wurde, dass an zwei Stellen Wasser aus dem NSG in den Vorfluter abläuft. Die Stellen werden daraufhin abgedichtet. Es wird vermutet, dass spielende Kinder die alten Abdichtungen zerstört haben.
- 1954: Erste wissenschaftliche Untersuchung des NSG im Rahmen einer Semesterarbeit an der Pädagogischen Hochschule Oldenburg von W. Schulze.
- 16.06.1958: Das Oberflächenwasser des Moores fließt in die Flächen der Anlieger nördlich des Zollwegs. Eine Vertiefung des Grabens auf 1 m wird gefordert, dies erfolgt im Dezember 1958.
- 31.08.1959: In einer Eingabe wird berichtet, dass ein 15 m langer Stichgraben vom Meer zu einem Entwässerungsgraben ausgehoben worden ist, durch den einige Landwirte von Zeit zu Zeit Wasser aus dem Meer für ihre Viehtränken in die Gräben ablassen.
- 15.07.1960: Das Fehlen von NSG-Tafeln wird bemerkt und die Anfertigung in Auftrag gegeben.
- 23.04.1962: Bericht: Der Wasserstand im Meer ist gut, der Wasserabfluss an der Nordwestecke jedoch nicht befriedigend gestoppt. Der Graben an der Nordseite ist zwar abgedämmt, sollte aber auf mindestens 2 m Länge zugeworfen werden, da er sonst leicht wieder geöffnet werden könnte.
- 27.11.1962: Eine Erweiterung des NSG im Osten um 1,1 ha am Rudelmeer wird beantragt. In den Anträgen finden sich als Begründungen der Schutz des Birkwildvorkommens und die Eindämmung der Entwässerung nach Osten hin (Abb. 167).

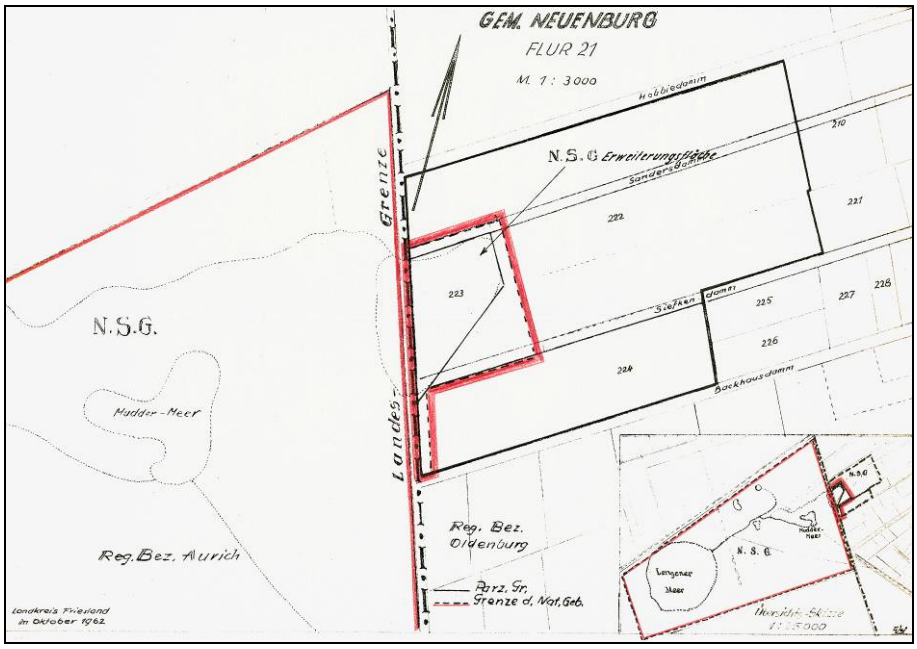


Abb. 167: Flurplan zur Erweiterung der Ostgrenze des NSG 1962.

- 28.05.1963: Bericht einer Ortsbesichtigung. Es wird die fehlende Kennzeichnung durch Schilder bemängelt und von einem frisch ausgegrabenen, 2,5 m tiefen und 9 x 3 m breiten Torfstich nahe am Südostrandes des Gebiets berichtet, der dem Schutzgebiet Wasser entzieht. Weiterhin wird ein Müllplatz am Zollweg nördlich des L. Meeres erwähnt. Positiv wird die Vogelwelt dargestellt, es wurde Birkwild beobachtet, 2-3 Paare Brachvögel, 10 Paare Trauerseeschwalben und mindesten 30 Uferschnepfen.
- 15.08.1963: Das Kultusministerium bewilligt 1750 DM für die Pflege des NSG.
- 20.10.1963: Die Beschilderung des NSG ist – nach nunmehr 23 Jahren – erfolgt.
- 04.02.1964: Die Verordnung über die Erweiterung des NSG wird erlassen.
- 1965: Das Brenntorf-Kraftwerk in Wiesmoor stellt seine Torfnutzung ein und wird von nun an mit holländischem Erdgas versorgt. Der Torfabbau im Stapeler-Moor-Komplex wird jedoch fortgesetzt, da sich inzwischen der Gartenbau als weiterer Absatzmarkt etabliert hat.
- 1967: Vegetationskundliche Untersuchungen im NSG Lengener Meer durch den Kieler Botaniker K. Müller (MÜLLER 1968).
- 1968: Ökologisch-vegetationskundliche Untersuchungen im Nordostteil des NSG im Rahmen einer Arbeit an der Pädagogischen Hochschule Oldenburg von E. Pille (PILLE 1976).

1968 – 2006: Flurbereinigung und Naturschutz

- Dezember 1968: Am östlichen Grenzweg wird ein Seitengraben angelegt, der zum Zollweg entwässert. Dies geschieht auf Betreiben der angrenzenden Kulturlandbesitzer, deren Ländereien bis zu 2 m unter dem Hochmoorniveau liegen und dadurch stark vernässen.
- 20.2.1975: Die Firma Strenge, welche nach dem Krieg den Torfabbau im Stapeler Moor übernommen hat, erhält eine Genehmigung zur Fortsetzung der Abtorfung bis 1995 (tatsächlich endet der Pachtvertrag jedoch schon 1983).
- 03.06.1975: Der Kreisbeauftragte für Naturschutz bittet um einen Ortstermin. Er sieht in der Ableitung des Oberflächenwassers eine Gefahr und bittet, die unmittelbar angrenzenden Gräben zu verfüllen.
- 19.06.1975: Die „Wissenschaftliche Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Umweltschutz" (WAU) kritisiert in einer Resolution die Durchführung des Flurbereinigungsverfahrens in Neuenburgerfeld und nennt an das Gebiet heranreichende (neue) Entwässerungsgräben und den Ausbau des Wegenetzes als gefährdende Faktoren. Insbesondere die Störungen durch Besucher und Kraftfahrzeuge werden als Bedrohung für die Birkwildpopulation angesehen. Es wird u. a. ein 500 m breiter Schutzstreifen gefordert.
- 27.5.1975: Dr. Goethe von der Vogelwarte Helgoland unterstützt telefonisch die Eingabe der WAU und berichtet von starken Störungen durch Besucher, die im Gebiet baden, zelten und mit Motorrädern umherfahren.
- 10.07.1975: Auch die „Naturforschende Gesellschaft zu Emden" unterstützt die Resolution der WAU und berichtet, dass die Anzahl der Birkhähne inzwischen von zwölf auf zwei zurückgegangen sei.
- 4.11.1975: Ortstermin zum Flurbereinigungsverfahren. Zunächst werden zahlreiche Durchstiche am Wall der Südgrenze festgestellt, die das Oberflächenwasser des Moores in den südlichen Randgraben ableiten. Südöstlich des Lengener Meeres hat ein Graben sogar Verbindung zur Wasserfläche. Im Winter sollen diese abgedichtet werden. Die Bereiche nördlich und östlich des NSG sollen unter Landschaftsschutz gestellt und damit die drohenden Beeinträchtigungen durch die Flurbereinigung abgewendet werden.
- 5.11.1975: Ein Lehrer aus Varel meldet einen Graben, der Kolk I und II zum Zollweg entwässert. Inzwischen sei Kolk I bereits völlig ausgetrocknet.

- 13.6.1976: Verhandlungen mit dem Torfwerk Strenge um einen 500 m breiten Schutzstreifen in der Torfabbauzone südlich des NSG. Die Firma lehnt zwar die gewünschten 500 m ab, ist aber bereit 80 m abzugeben und stimmt einer Abdämmung des Südgrabens durch die Moorverwaltung zu.
- Ein Wilhelmshavener Vogelkundler siedelt zwei aus Norwegen mitgebrachte Zwergbirken (*Betula nana*) im Ostteil des Gebiets an. Anscheinend wollte er die Flora Ostfrieslands bereichern (BUB 1980).
- 29.10.1976: Bericht der Moorverwaltung: Der Südgraben wurde abgedämmt und die verfüllten Gräben an der Südgrenze nochmals nachplaniert.
- 9.11.1976: Die WAU beklagt die Vernichtung eines Birkwildbalzplatzes nördlich des Zollwegs durch Tiefpflügen.
- 1976: Die „Agrarstrukturelle Vorplanung Uplengen" verursacht z.T. kontroverse Diskussionen um die Folgenutzung der Torfabbauflächen. Das Niedersächsische Landesverwaltungsamt für Naturschutz möchte die Flächen unter Naturschutz stellen, um eine Kultivierung und damit verbundene starke Beeinträchtigungen des Lengener Meeres zu verhindern. Die Gemeinde Uplengen hingegen plant eine landwirtschaftliche Nutzung der Flächen und begründet den Raumbedarf mit der Schaffung und Sicherung von Arbeitsplätzen in der Landwirtschaft.
- 1977: Anstau des Spolsener Moores.
- 1978: Gutachten über die Schutzwürdigkeit und Regenerierbarkeit des Stapeler Moores von G. Wiegleb, W. Herr und D. Todeskino, Universität Oldenburg (WIEGLEB et al. 1978).
- 1979: Die Moorverwaltung errichtet am Lengener Meer eine Uferbefestigung durch Holzpfähle. Weiterhin wird der Birkenaufwuchs an der Ostseite entfernt und die Binnengräben gründlich abgedämmt.
- 12.02.1980: Der Niedersächsische Landtag beschließt die zukünftige Nutzung des Stapeler Moores. Es sollen 300 ha der Landwirtschaft zur Verfügung und 600 ha unter Naturschutz gestellt werden. Der Firma Strenge werden Auflagen im Sinne des Naturschutzes erteilt.
- März 1980: Es wird über die Unterschutzstellung der nördlich an das NSG grenzenden Flächen nachgedacht. Durch das laufende Flurbereinigungsverfahren im Bereich Neuenburg entsteht Handlungsbedarf, die Flächen dabei auszusparen.
- 15.10.1982: Der Eigentümer einer Grünlandfläche im geplanten Erweiterungsgebiet beauftragt eine Firma die Fläche tiefzupflügen, um durch Sandmischkultur eine Verbesserung der Bodenqualität zu erreichen. Dies kann von der Naturschutzbehörde erst nach Umbruch von ca. 5 ha verhindert werden. Es wird eine einstweilige Sicher-

stellung der Erweiterungsflächen verfügt, um weitere derartige Maßnahmen zu verhindern. Später wird die Erweiterung durch eine neue NSG-Verordnung amtlich.

- 1984: In Folge des Niedersächsischen Moorschutzprogrammes von 1981 wird im Auftrag des Nds. Landesverwaltungsamtes ein Entwicklungs- und Pflegeplanes für den Stapeler-Moor-Komplex erstellt (LABUS 1984).
- 1984: Letzter Nachweis des Birkhuhns im Lengener Moor (KRÜGER, NLWKN, mündl. Mitt.).
- 1984: Einige der abgedichteten Gräben zum nördlichen Randgraben sind durchlässig und auch der Damm zum westlichen Randgraben ist undicht.
- 1991: Bau eines Aussichtturmes am Zollweg in Höhe des Lengener Meeres.
- 1993: Bestandserhebungen im NSG durch das Planungsbüro IBL im Rahmen des Entwicklungsprogramms Ostfriesische Hochmoore der Bezirksregierung Weser-Ems. Es werden zwei Transekte mit Dauerbeobachtungsflächen am Ostrand des NSG eingerichtet, die seitdem regelmäßig bearbeitet werden.
- 1996: Aufstellung von Info-Tafeln im Aussichtsturm.
- 2004: Errichtung von Sperrgattern an beiden NSG-Grenzen des Zollwegs. Dies war schon im Pflegeplan von 1984 gefordert worden.
- Oktober 2005: Der Zollweg wird über die gesamte Schutzgebietslänge oberflächlich abgeschoben und eingeebnet. Dabei wird die gesamte vorhandene Vegetation entfernt.
- Dezember 2005: Beginn von Abdämmungsmaßnahmen am Westrand des NSG. Um den Wasserabfluss der drei westlichen Gräben vom Lengener Meer über den Kuhtränkenteich in den westlichen Randgraben zu unterbinden, wird von der Moorverwaltung ein Torfdamm von der Nordwestecke bis zur halben Distanz zur Südwestecke errichtet. Dazu wird zunächst der Birkenwald abgeholzt und anschließend die Bodenoberfläche bis zum Schwarztorf entfernt.
- ca. November 2006: Am Zollweg wird ein Fahrradweg geschaffen, in dem durch Pfähle eine ca. 1 m breite Spur von der übrigen Fahrbahn abgetrennt und mit einer Schotterauflage befestigt wird.
- Dezember 2006: Ein weiterer Damm wird ca. 10 m südlich vom Aussichtsturm ca. 100 m in Richtung Osten aufgeschüttet, um Wasserverluste in den Graben am Zollweg zu unterbinden. Darüber hinaus wird der vorhandene Torfdamm im Westen bis zur Südwestecke erweitert.

Anhang zu III.

Tab. 40: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen (mg/mo) Mai 2004 bis Juni 2004 der Transekteinheiten T1-T6. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probestelle	Transekt-Einheit	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
T1-1	SPS	0,05	0,03	0,024	0,32
T1-1	SPS	0,05	0,03	0,028	0,38
T1-1	SPS	0,13	0,02	0,019	0,54
T1-2	SPS	0,05	0,02	0,039	0,48
T1-2	SPS	0,06	0,03	0,072	0,38
T1-2	SPS	0,04	-	0,038	0,74
T1-3	SPS	0,15	0,00	0,005	0,25
T1-3	SPS	0,19	0,01	0,007	0,28
T1-3	SPS	0,11	0,00	0,012	0,22
T2-1	SCS	3,23	0,02	0,023	0,35
T2-1	SCS	3,54	0,16	0,016	0,66
T2-1	SCS	2,50	0,02	0,022	0,34
T2-2	SCS	0,72	0,01	0,010	0,34
T2-2	SCS	0,67	0,02	0,022	0,22
T2-2	SCS	0,60	0,01	0,021	0,19
T2-3	SCS	0,89	0,01	0,007	0,27
T2-3	SCS	1,27	0,01	0,007	0,56
T2-3	SCS	1,23	0,00	0,007	0,44
T3-1	SMB	0,09	0,06	0,017	0,16
T3-1	SMB	0,06	0,04	0,020	0,13
T3-1	SMB	0,06	0,09	0,013	0,14
T3-2	SMB	0,20	-	-	0,62
T3-2	SMB	0,08	0,12	0,020	0,14
T3-2	SMB	0,26	0,30	0,023	0,50
T3-3	SMB	0,88	0,29	0,013	0,40
T3-3	SMB	1,49	0,03	0,016	0,49
T3-3	SMB	1,17	0,02	0,008	0,40
T4-1	MOL	0,70	0,13	0,005	0,64
T4-1	MOL	0,37	0,11	0,024	0,45
T4-1	MOL	0,35	0,09	0,021	0,42
T4-2	MOL	0,79	0,07	0,045	0,53
T4-2	MOL	0,49	0,07	0,034	0,25
T4-2	MOL	-	-	-	-
T4-3	MOL	0,52	0,00	0,015	0,31
T4-3	MOL	0,25	0,01	0,064	0,16
T4-3	MOL	0,55	0,01	0,044	0,38
T5-1	MYR	0,51	0,06	0,079	0,81
T5-1	MYR	0,66	0,05	0,089	0,70
T5-1	MYR	-	-	0,000	-
T5-2	MYR	0,70	0,22	0,062	0,38
T5-2	MYR	0,53	0,26	0,075	0,32
T5-2	MYR	0,49	0,39	0,062	0,57
T5-3	MYR	0,55	0,12	0,032	0,56
T5-3	MYR	0,44	0,09	0,041	0,50
T5-3	MYR	-	-	-	-
T6-1	BIW	0,70	1,24	0,170	2,13
T6-1	BIW	0,66	0,77	0,290	2,09
T6-1	BIW	0,49	0,79	0,141	3,05
T6-2	BIW	0,08	1,05	0,133	0,36
T6-2	BIW	0,21	0,53	0,039	0,69
T6-2	BIW	0,12	1,19	0,082	0,52
T6-3	BIW	0,19	0,11	0,008	0,52
T6-3	BIW	0,10	0,25	0,009	0,82
T6-3	BIW	0,12	0,07	0,005	0,39

Tab. 41: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen (mg/mo) Juli 2004 bis August 2004 der Transekteinheiten T1-T6. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probe-stelle	Transekt-Einheit	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
T1-1	**SPS**	0,14	0,02	0,004	0,33
T1-1	**SPS**	0,34	0,04	0,007	0,46
T1-1	**SPS**	0,10	0,02	0,008	0,22
T1-2	**SPS**	0,06	0,06	0,033	0,17
T1-2	**SPS**	0,08	0,05	0,032	0,24
T1-2	**SPS**	0,06	0,05	0,036	0,14
T1-3	**SPS**	0,08	0,03	0,003	0,39
T1-3	**SPS**	0,10	0,04	0,006	0,63
T1-3	**SPS**	0,06	0,02	0,003	0,33
T2-1	**SCS**	5,04	0,06	0,010	0,80
T2-1	**SCS**	5,09	0,02	0,003	0,76
T2-1	**SCS**	5,52	0,02	0,002	0,53
T2-2	**SCS**	1,09	0,04	0,003	0,40
T2-2	**SCS**	0,88	0,03	0,000	0,58
T2-2	**SCS**	0,86	0,03	0,003	0,40
T2-3	**SCS**	1,53	0,02	0,006	0,41
T2-3	**SCS**	0,96	0,02	0,004	0,25
T2-3	**SCS**	1,95	0,02	0,006	0,67
T3-1	**SMB**	0,43	0,34	0,002	1,01
T3-1	**SMB**	0,35	0,18	0,002	0,83
T3-1	**SMB**	0,50	0,14	0,002	0,69
T3-2	**SMB**	1,80	0,10	0,004	0,60
T3-2	**SMB**	1,32	0,02	0,003	0,44
T3-2	**SMB**	1,19	-	-	0,50
T3-3	**SMB**	0,26	0,04	0,004	0,45
T3-3	**SMB**	0,21	0,06	0,001	0,42
T3-3	**SMB**	0,08	0,08	0,001	0,25
T4-1	**MOL**	2,16	0,21	0,006	0,71
T4-1	**MOL**	1,06	0,05	0,005	0,66
T4-1	**MOL**	0,96	0,07	0,017	0,80
T4-2	**MOL**	0,24	0,02	0,017	0,26
T4-2	**MOL**	0,47	0,02	0,007	0,30
T4-2	**MOL**	0,25	0,02	0,026	0,20
T4-3	**MOL**	0,49	0,01	0,001	0,43
T4-3	**MOL**	0,64	0,01	0,003	0,48
T4-3	**MOL**	0,84	0,00	0,003	0,76
T5-1	**MYR**	0,73	0,01	0,037	0,66
T5-1	**MYR**	0,93	0,23	0,022	0,55
T5-1	**MYR**	0,66	0,19	0,034	0,51
T5-2	**MYR**	1,19	0,14	0,010	1,51
T5-2	**MYR**	0,52	0,10	0,019	0,97
T5-2	**MYR**	0,76	0,11	0,105	1,16
T5-3	**MYR**	1,36	0,10	0,133	1,03
T5-3	**MYR**	0,92	0,06	0,097	0,61
T5-3	**MYR**	0,32	0,20	0,434	0,28
T6-1	**BIW**	0,43	5,98	0,784	3,41
T6-1	**BIW**	0,38	4,52	0,595	7,75
T6-1	**BIW**	0,88	4,51	0,616	7,20
T6-2	**BIW**	0,17	0,65	0,094	1,83
T6-2	**BIW**	0,03	0,14	0,081	0,67
T6-2	**BIW**	0,10	0,33	0,085	2,50
T6-3	**BIW**	0,03	0,03	0,094	0,50
T6-3	**BIW**	0,02	0,00	0,077	0,82
T6-3	**BIW**	0,02	0,01	0,078	0,94

Tab. 42: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen (mg/mo) September 2004 bis Oktober 2004 der Transekteinheiten T1-T6. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probe-stelle	Transekt-Einheit	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
T1-1	**SPS**	0,13	0,05	0,006	0,55
T1-1	**SPS**	0,12	0,04	0,007	0,46
T1-1	**SPS**	0,12	-	-	0,36
T1-2	**SPS**	0,79	0,02	0,008	0,68
T1-2	**SPS**	0,85	0,03	0,005	0,59
T1-2	**SPS**	0,71	0,02	0,006	0,55
T1-3	**SPS**	0,08	0,03	0,006	0,59
T1-3	**SPS**	0,10	0,02	0,007	0,77
T1-3	**SPS**	0,07	0,02	0,006	0,41
T2-1	**SCS**	3,53	0,05	0,008	0,73
T2-1	**SCS**	3,42	0,02	0,008	0,59
T2-1	**SCS**	4,20	0,03	0,008	0,50
T2-2	**SCS**	0,75	0,05	0,011	0,41
T2-2	**SCS**	0,76	0,04	0,010	0,36
T2-2	**SCS**	0,80	0,04	0,010	0,27
T2-3	**SCS**	1,16	0,02	0,011	0,18
T2-3	**SCS**	1,08	0,04	0,008	0,18
T2-3	**SCS**	0,90	0,03	0,010	0,09
T3-1	**SMB**	0,32	0,14	0,010	0,86
T3-1	**SMB**	0,29	0,16	0,010	0,77
T3-1	**SMB**	0,58	0,13	0,012	1,23
T3-2	**SMB**	0,93	0,20	0,011	0,68
T3-2	**SMB**	1,07	0,02	0,008	0,46
T3-2	**SMB**	1,29	0,04	0,010	0,82
T3-3	**SMB**	0,17	0,05	0,007	0,32
T3-3	**SMB**	0,87	0,05	0,007	1,05
T3-3	**SMB**	0,07	0,05	0,008	0,18
T4-1	**MOL**	0,99	0,17	0,009	0,55
T4-1	**MOL**	0,45	0,50	0,010	0,36
T4-1	**MOL**	0,26	0,17	0,009	0,36
T4-2	**MOL**	0,27	0,02	0,007	0,09
T4-2	**MOL**	0,22	0,02	0,018	0,14
T4-2	**MOL**	0,39	0,02	0,008	0,14
T4-3	**MOL**	0,52	0,06	0,008	0,55
T4-3	**MOL**	0,45	0,07	0,008	0,46
T4-3	**MOL**	-	0,05	0,008	-
T5-1	**MYR**	0,35	0,96	0,007	0,27
T5-1	**MYR**	-	0,72	0,017	-
T5-1	**MYR**	-	-	-	-
T5-2	**MYR**	1,01	0,63	0,009	1,55
T5-2	**MYR**	1,09	1,23	0,014	1,77
T5-2	**MYR**	0,92	0,86	0,013	2,00
T5-3	**MYR**	1,21	0,35	0,017	0,96
T5-3	**MYR**	1,47	0,09	0,003	0,46
T5-3	**MYR**	0,64	0,33	0,012	0,18
T6-1	**BIW**	0,56	1,31	0,285	9,51
T6-1	**BIW**	0,16	1,44	0,153	8,28
T6-1	**BIW**	0,21	1,24	0,285	3,28
T6-2	**BIW**	0,24	0,54	0,021	3,32
T6-2	**BIW**	0,08	0,10	0,012	1,37
T6-2	**BIW**	0,07	0,10	0,011	1,14
T6-3	**BIW**	0,03	0,00	0,004	0,18
T6-3	**BIW**	0,02	0,07	0,008	1,82
T6-3	**BIW**	0,02	0,00	0,006	1,55

Tab. 43: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen (mg/mo) November 2004 bis Dezember 2004 der Transekteinheiten T1-T6. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probe-stelle	Transekt-Einheit	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
T1-1	**SPS**	0,27	0,16	0,000	1,04
T1-1	**SPS**	0,18	0,02	0,002	1,20
T1-1	**SPS**	0,37	0,15	0,001	1,47
T1-2	**SPS**	0,79	0,14	0,002	1,39
T1-2	**SPS**	0,56	0,03	0,001	1,18
T1-2	**SPS**	0,68	0,21	0,001	1,45
T1-3	**SPS**	0,09	0,01	0,002	0,24
T1-3	**SPS**	0,09	0,02	0,015	0,27
T1-3	**SPS**	0,09	0,03	0,001	0,70
T2-1	**SCS**	2,53	0,01	0,006	1,21
T2-1	**SCS**	2,36	0,00	0,003	1,34
T2-1	**SCS**	1,74	0,00	0,006	1,46
T2-2	**SCS**	0,51	0,02	0,004	0,52
T2-2	**SCS**	0,66	0,00	0,004	0,51
T2-2	**SCS**	-	-	-	-
T2-3	**SCS**	0,75	0,00	0,003	0,30
T2-3	**SCS**	0,65	0,01	0,002	0,28
T2-3	**SCS**	0,75	0,02	0,003	0,27
T3-1	**SMB**	0,16	0,02	0,002	0,58
T3-1	**SMB**	0,31	0,10	0,001	0,86
T3-1	**SMB**	0,51	0,02	0,003	1,52
T3-2	**SMB**	0,85	0,04	0,008	1,77
T3-2	**SMB**	0,82	0,27	0,006	1,46
T3-2	**SMB**	1,11	0,19	0,005	2,09
T3-3	**SMB**	1,00	0,23	0,009	1,14
T3-3	**SMB**	1,23	0,09	0,000	1,17
T3-3	**SMB**	1,90	0,07	0,001	1,38
T4-1	**MOL**	0,44	0,00	0,012	0,74
T4-1	**MOL**	0,44	0,02	0,017	0,94
T4-1	**MOL**	0,50	0,00	0,015	1,01
T4-2	**MOL**	0,26	0,37	0,009	0,56
T4-2	**MOL**	0,31	0,10	0,013	0,84
T4-2	**MOL**	0,64	0,05	0,005	0,80
T4-3	**MOL**	0,38	0,00	0,006	0,16
T4-3	**MOL**	0,28	0,02	0,019	0,15
T4-3	**MOL**	0,37	0,00	0,005	0,45
T5-1	**MYR**	1,15	0,01	0,057	1,24
T5-1	**MYR**	0,63	0,00	0,021	0,48
T5-1	**MYR**	-	-	-	-
T5-2	**MYR**	0,25	0,47	0,010	0,58
T5-2	**MYR**	0,26	0,22	0,016	1,11
T5-2	**MYR**	0,50	0,61	0,013	0,79
T5-3	**MYR**	0,88	0,67	0,003	1,70
T5-3	**MYR**	1,05	0,33	0,004	1,92
T5-3	**MYR**	1,04	0,95	0,005	2,26
T6-1	**BIW**	0,33	1,31	0,176	4,71
T6-1	**BIW**	0,18	0,91	0,105	4,64
T6-1	**BIW**	0,21	0,92	0,120	6,45
T6-2	**BIW**	0,49	0,79	0,014	6,01
T6-2	**BIW**	0,32	0,51	0,009	5,89
T6-2	**BIW**	0,16	0,91	0,010	3,94
T6-3	**BIW**	0,07	0,08	0,045	3,32
T6-3	**BIW**	0,05	0,10	0,089	2,89
T6-3	**BIW**	0,03	0,16	0,080	4,36

Tab. 44: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen (mg/mo) Januar 2005 bis Februar 2005 der Transekteinheiten T1-T6. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probe-stelle	Transekt-Einheit	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
T1-1	**SPS**	1,24	0,83	0,006	11,42
T1-1	**SPS**	1,14	0,67	0,004	8,90
T1-1	**SPS**	1,15	0,92	0,004	10,38
T1-2	**SPS**	1,53	1,44	0,005	10,56
T1-2	**SPS**	2,32	0,96	0,004	16,11
T1-2	**SPS**	1,22	0,64	0,004	8,43
T1-3	**SPS**	0,14	0,05	0,004	1,91
T1-3	**SPS**	0,15	0,02	0,006	1,73
T1-3	**SPS**	0,11	0,01	0,005	1,34
T2-1	**SCS**	1,99	0,03	0,006	4,30
T2-1	**SCS**	2,34	0,03	0,007	4,81
T2-1	**SCS**	1,74	0,03	0,008	3,63
T2-2	**SCS**	1,53	0,25	0,007	3,42
T2-2	**SCS**	1,79	0,15	0,008	4,12
T2-2	**SCS**	1,79	0,06	0,008	4,38
T2-3	**SCS**	1,05	0,00	0,004	2,91
T2-3	**SCS**	0,90	0,00	0,006	2,07
T2-3	**SCS**	2,23	0,00	0,006	5,15
T3-1	**SMB**	0,19	0,15	0,006	2,16
T3-1	**SMB**	0,29	0,06	0,008	2,46
T3-1	**SMB**	0,12	0,10	0,006	1,82
T3-2	**SMB**	1,25	1,30	0,005	9,48
T3-2	**SMB**	3,07	2,60	0,007	18,95
T3-2	**SMB**	3,38	2,37	0,010	21,37
T3-3	**SMB**	3,67	0,60	0,012	9,60
T3-3	**SMB**	0,91	0,25	0,015	7,54
T3-3	**SMB**	2,25	0,40	0,010	6,99
T4-1	**MOL**	0,45	0,00	0,017	1,93
T4-1	**MOL**	0,49	0,01	0,024	1,73
T4-1	**MOL**	0,60	0,00	0,019	2,09
T4-2	**MOL**	0,51	0,14	0,008	3,29
T4-2	**MOL**	0,78	0,12	0,007	3,36
T4-2	**MOL**	0,50	0,29	0,007	2,30
T4-3	**MOL**	0,37	0,02	0,015	1,15
T4-3	**MOL**	0,36	0,03	0,008	1,25
T4-3	**MOL**	-	-	-	-
T5-1	**MYR**	0,59	0,18	0,018	2,25
T5-1	**MYR**	0,53	0,06	0,017	5,56
T5-1	**MYR**	0,55	0,01	0,030	4,98
T5-2	**MYR**	0,29	0,67	0,006	3,20
T5-2	**MYR**	0,37	1,82	0,006	7,89
T5-2	**MYR**	0,43	2,99	0,008	8,20
T5-3	**MYR**	0,82	3,67	0,011	5,66
T5-3	**MYR**	1,18	4,54	0,013	6,90
T5-3	**MYR**	1,47	6,47	0,014	8,44
T6-1	**BIW**	0,45	1,41	0,205	34,29
T6-1	**BIW**	0,38	0,80	0,112	34,32
T6-1	**BIW**	0,43	1,25	0,268	36,67
T6-2	**BIW**	1,03	1,08	0,094	35,21
T6-2	**BIW**	0,85	1,39	0,177	31,84
T6-2	**BIW**	0,66	0,99	0,057	36,00
T6-3	**BIW**	0,23	0,25	0,007	19,29
T6-3	**BIW**	0,09	0,23	0,007	16,13
T6-3	**BIW**	0,18	0,14	0,008	10,21

Tab. 45: Einzelwerte der Ionenaustauscher-Messungen (mg/mo) März 2005 bis April 2005 der Transekteinheiten T1-T6. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probe-stelle	Transekt-Einheit	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
T1-1	**SPS**	1,29	0,48	0,001	0,96
T1-1	**SPS**	1,29	0,88	0,001	0,60
T1-1	**SPS**	1,26	0,72	0,001	0,55
T1-2	**SPS**	1,62	0,33	0,001	0,46
T1-2	**SPS**	2,16	0,06	0,001	0,44
T1-2	**SPS**	1,49	0,58	0,001	0,34
T1-3	**SPS**	0,08	0,00	0,001	0,31
T1-3	**SPS**	0,06	0,00	0,001	0,23
T1-3	**SPS**	0,03	0,00	0,001	0,25
T2-1	**SCS**	1,16	0,02	0,001	0,25
T2-1	**SCS**	1,51	0,03	0,002	0,27
T2-1	**SCS**	1,20	0,03	0,002	0,22
T2-2	**SCS**	1,55	0,05	0,003	0,42
T2-2	**SCS**	1,35	0,06	0,002	0,31
T2-2	**SCS**	1,81	0,01	0,002	0,38
T2-3	**SCS**	0,90	0,00	0,001	0,22
T2-3	**SCS**	0,83	0,00	0,001	0,18
T2-3	**SCS**	0,80	0,00	0,001	0,20
T3-1	**SMB**	1,11	1,07	0,003	0,68
T3-1	**SMB**	1,69	1,53	0,003	0,45
T3-1	**SMB**	2,20	0,88	0,003	0,74
T3-2	**SMB**	1,72	0,33	0,001	0,56
T3-2	**SMB**	4,18	0,13	0,001	0,89
T3-2	**SMB**	2,23	0,20	0,001	0,55
T3-3	**SMB**	0,12	0,07	0,003	0,13
T3-3	**SMB**	0,12	0,14	0,001	0,10
T3-3	**SMB**	0,14	0,13	0,002	0,14
T4-1	**MOL**	0,53	0,14	0,004	0,16
T4-1	**MOL**	0,45	0,10	0,007	0,18
T4-1	**MOL**	0,40	0,18	0,001	0,20
T4-2	**MOL**	0,35	0,00	0,002	0,09
T4-2	**MOL**	0,31	0,00	0,002	0,07
T4-2	**MOL**	0,31	0,00	0,003	0,07
T4-3	**MOL**	0,43	0,03	0,004	0,16
T4-3	**MOL**	0,46	0,02	0,004	0,11
T4-3	**MOL**	0,48	0,02	0,004	0,15
T5-1	**MYR**	0,18	0,61	0,006	0,56
T5-1	**MYR**	0,22	1,90	0,007	0,48
T5-1	**MYR**	0,30	1,07	0,008	0,73
T5-2	**MYR**	1,05	1,68	0,004	0,64
T5-2	**MYR**	0,78	1,70	0,007	0,42
T5-2	**MYR**	0,65	2,45	0,004	0,37
T5-3	**MYR**	0,36	0,00	0,009	0,38
T5-3	**MYR**	0,33	0,00	0,012	0,36
T5-3	**MYR**	0,37	0,00	0,010	0,40
T6-1	**BIW**	0,78	1,19	0,043	3,23
T6-1	**BIW**	0,46	1,12	0,031	1,04
T6-1	**BIW**	0,16	1,06	0,079	1,13
T6-2	**BIW**	0,95	0,92	0,015	0,74
T6-2	**BIW**	0,65	0,76	0,005	0,81
T6-2	**BIW**	0,45	0,73	0,028	1,22
T6-3	**BIW**	0,03	0,26	0,003	0,88
T6-3	**BIW**	0,11	0,10	0,005	0,77
T6-3	**BIW**	0,13	0,24	0,003	0,98

Tab. 46: NH_4^+- und NO_3^--Gehalte in den Ionenaustauschern Mai 2004 bis Mai 2005 (nur Mediane) der Transekteinheiten T1-T6. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). J-Median: Jahresmedian.

	NH_4^+ (mg/mo)						NO_3^- (mg/mo)					
Monate	**SPS**	**SCS**	**SMB**	**MOL**	**MYG**	**BIW**	**SPS**	**SCS**	**SMB**	**MOL**	**MYG**	**BIW**
Mai-Jun	0,06	1,23	0,20	0,51	0,53	0,19	0,02	0,01	0,07	0,07	0,12	0,77
Jul-Aug	0,08	1,53	0,43	0,64	0,76	0,10	0,04	0,02	0,09	0,02	0,11	0,33
Sep-Okt	0,12	1,08	0,58	0,42	1,01	0,08	0,03	0,04	0,05	0,06	0,67	0,10
Nov-Dez	0,27	0,75	0,85	0,38	0,75	0,18	0,03	0,00	0,09	0,02	0,40	0,79
Jan-Feb	1,15	1,79	1,25	0,49	0,55	0,43	0,67	0,03	0,40	0,02	1,82	0,99
Mär-Apr	0,83	0,45	0,78	0,13	1,51	0,45	0,00	0,61	0,33	0,10	0,05	0,76
J-Median	0,20	1,16	0,68	0,46	0,75	0,18	0,03	0,03	0,09	0,04	0,26	0,77
Max	1,15	1,79	1,25	0,64	1,51	0,45	0,67	0,61	0,40	0,10	1,82	0,78
$Q_{.75}$	0,69	1,45	0,84	0,50	0,95	0,37	0,04	0,04	0,27	0,07	0,60	0,99
$Q_{.25}$	0,09	0,83	0,47	0,39	0,60	0,12	0,02	0,02	0,08	0,02	0,11	0,44
Min	0,06	0,45	0,20	0,13	0,53	0,08	0,00	0,00	0,05	0,02	0,05	0,10
$\bar{X}$	0,42	1,14	0,68	0,43	0,85	0,24	0,79	0,73	1,03	0,28	3,17	3,74
Stabw	0,46	0,49	0,37	0,17	0,37	0,16	0,26	0,24	0,15	0,03	0,68	0,34
Σ (mg/a)	2,51	6,82	4,10	2,57	5,11	1,42	0,79	0,73	1,03	0,28	3,17	3,74

Tab. 47: Gehalt von $H_2PO_4^-$ und K^+ in den Ionenaustauschern Mai 2004 bis Mai 2005 (nur Mediane). SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). J-Median: Jahresmedian.

	$H_2PO_4^-$ (mg/mo)						K^+ (mg/mo)					
Monate	**SPS**	**SCS**	**SMB**	**MOL**	**MYG**	**BIW**	**SPS**	**SCS**	**SMB**	**MOL**	**MYG**	**BIW**
Mai-Jun	0,024	0,016	0,016	0,029	0,062	0,082	0,38	0,34	0,40	0,40	0,56	0,69
Jul-Aug	0,007	0,003	0,002	0,006	0,037	0,094	0,33	0,53	0,50	0,48	0,66	1,83
Sep-Okt	0,006	0,010	0,010	0,008	0,012	0,012	0,55	0,36	0,77	0,36	0,96	1,82
Nov-Dez	0,001	0,004	0,003	0,012	0,011	0,080	1,18	0,51	1,38	0,74	1,18	4,64
Jan-Feb	0,004	0,007	0,008	0,012	0,013	0,094	8,90	4,12	7,54	2,01	5,66	34,29
Mär-Apr	0,001	0,004	0,001	0,003	0,002	0,015	0,20	0,55	0,37	0,15	0,38	0,81
J-Median	0,005	0,005	0,006	0,010	0,013	0,081	0,46	0,52	0,63	0,44	0,81	1,82
Max	0,024	0,016	0,016	0,029	0,062	0,094	8,90	4,12	7,54	2,01	5,66	34,29
$Q_{.75}$	0,007	0,009	0,009	0,012	0,031	0,091	1,02	0,54	1,23	0,68	1,12	3,93
$Q_{.25}$	0,002	0,004	0,002	0,007	0,012	0,031	0,34	0,40	0,42	0,37	0,58	1,06
Min	0,001	0,003	0,001	0,003	0,002	0,012	0,20	0,34	0,37	0,15	0,38	0,69
$\bar{X}$	0,007	0,007	0,007	0,012	0,023	0,063	1,92	1,07	1,83	0,69	1,56	7,35
Stabw	0,008	0,005	0,006	0,009	0,022	0,039	3,44	1,50	2,82	0,67	2,03	13,28
Σ (mg/a)	0,043	0,044	0,041	0,071	0,138	0,378	11,53	6,41	10,96	4,15	9,39	44,07

Tab. 48: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit LSD Post Hoc Mehrfachvergleichstest, Signifikanz des Irrtums, dass die Werte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Werte von Mai 2004 bis April 2005.

Transekt-einheiten		Mai-Jun				Jul-Aug				Sep-Okt				Nov-Dez				Jan-Feb				Mär-Apr			
		NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
SPS	SCS	0,000	0,947	0,556	0,907	0,000	0,987	0,879	0,703	0,000	0,961	0,905	0,787	0,000	0,643	0,954	0,440	0,045	0,388	0,915	0,137	0,523	0,054	0,893	0,271
SPS	SMB	0,149	0,488	0,609	0,747	0,195	0,864	0,852	0,646	0,362	0,643	0,909	0,817	0,014	0,809	0,923	0,298	0,053	0,638	0,827	0,689	0,143	0,962	0,840	0,948
SPS	MOL	0,135	0,741	0,836	0,976	0,124	0,976	0,935	0,734	0,729	0,513	0,902	0,753	0,790	0,851	0,521	0,259	0,171	0,397	0,662	0,041	0,056	0,082	0,622	0,058
SPS	MYG	0,106	0,046	0,109	0,505	0,108	0,849	0,192	0,380	0,071	0,000	0,841	0,512	0,087	0,005	0,318	0,423	0,375	0,004	0,632	0,461	0,083	0,000	0,196	0,896
SPS	BIW	0,439	0,000	0,001	0,001	0,791	0,000	0,000	0,000	0,581	0,000	0,002	0,000	0,496	0,000	0,000	0,000	0,135	0,681	0,000	0,000	0,056	0,363	0,000	0,000
SCS	SPS	0,000	0,947	0,556	0,907	0,000	0,987	0,879	0,703	0,000	0,961	0,905	0,787	0,000	0,643	0,954	0,440	0,045	0,388	0,915	0,137	0,523	0,054	0,893	0,271
SCS	SMB	0,000	0,498	0,953	0,836	0,000	0,851	0,974	0,937	0,000	0,669	0,996	0,616	0,092	0,514	0,969	0,078	0,941	0,202	0,910	0,062	0,403	0,040	0,946	0,244
SCS	MOL	0,000	0,775	0,438	0,933	0,000	0,963	0,942	0,968	0,000	0,532	0,996	0,958	0,000	0,569	0,560	0,744	0,001	0,988	0,739	0,529	0,012	0,840	0,719	0,411
SCS	MYG	0,000	0,038	0,034	0,439	0,000	0,836	0,157	0,618	0,012	0,000	0,930	0,364	0,021	0,007	0,346	0,129	0,005	0,001	0,709	0,446	0,020	0,000	0,246	0,219
SCS	BIW	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,221	0,000	0,000	0,012	0,004	0,000	0,000
SMB	SPS	0,149	0,488	0,609	0,747	0,195	0,864	0,852	0,646	0,362	0,643	0,909	0,817	0,014	0,809	0,923	0,298	0,053	0,638	0,827	0,689	0,143	0,962	0,840	0,948
SMB	SCS	0,000	0,498	0,953	0,836	0,000	0,851	0,974	0,937	0,000	0,669	0,996	0,616	0,092	0,514	0,969	0,078	0,941	0,202	0,910	0,062	0,403	0,040	0,946	0,244
SMB	MOL	0,924	0,711	0,485	0,776	0,804	0,891	0,915	0,905	0,589	0,843	0,993	0,590	0,027	0,986	0,587	0,033	0,002	0,207	0,822	0,016	0,001	0,064	0,770	0,050
SMB	MYG	0,783	0,150	0,044	0,335	0,750	0,989	0,148	0,674	0,327	0,000	0,927	0,659	0,467	0,009	0,386	0,833	0,006	0,013	0,795	0,257	0,002	0,000	0,274	0,948
SMB	BIW	0,495	0,001	0,000	0,000	0,300	0,000	0,000	0,000	0,147	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,952	0,000	0,000	0,001	0,285	0,000	0,000
MOL	SPS	0,135	0,741	0,836	0,976	0,124	0,976	0,935	0,734	0,729	0,513	0,902	0,753	0,790	0,851	0,521	0,259	0,171	0,397	0,662	0,041	0,056	0,082	0,622	0,058
MOL	SCS	0,000	0,775	0,438	0,933	0,000	0,963	0,942	0,968	0,000	0,532	0,996	0,958	0,000	0,569	0,560	0,744	0,001	0,988	0,739	0,529	0,012	0,840	0,719	0,411
MOL	SMB	0,924	0,711	0,485	0,776	0,804	0,891	0,915	0,905	0,589	0,843	0,993	0,590	0,027	0,986	0,587	0,033	0,002	0,207	0,822	0,016	0,001	0,064	0,770	0,050
MOL	MYG	0,858	0,081	0,169	0,499	0,943	0,877	0,166	0,590	0,147	0,000	0,934	0,351	0,143	0,021	0,697	0,061	0,604	0,001	0,978	0,174	0,856	0,000	0,420	0,043
MOL	BIW	0,449	0,000	0,003	0,001	0,201	0,000	0,000	0,000	0,379	0,000	0,002	0,000	0,345	0,001	0,000	0,000	0,933	0,227	0,000	0,000	1,000	0,007	0,000	0,000
MYG	SPS	0,106	0,046	0,109	0,505	0,108	0,849	0,192	0,380	0,071	0,000	0,841	0,512	0,087	0,005	0,318	0,423	0,375	0,004	0,632	0,461	0,083	0,000	0,196	0,896
MYG	SCS	0,000	0,038	0,034	0,439	0,000	0,836	0,157	0,618	0,012	0,000	0,930	0,364	0,021	0,007	0,346	0,129	0,005	0,001	0,709	0,446	0,020	0,000	0,246	0,219
MYG	SMB	0,783	0,150	0,044	0,335	0,750	0,989	0,148	0,674	0,327	0,000	0,927	0,659	0,467	0,009	0,386	0,833	0,006	0,013	0,795	0,257	0,002	0,000	0,274	0,948
MYG	MOL	0,858	0,081	0,169	0,499	0,943	0,877	0,166	0,590	0,147	0,000	0,934	0,351	0,143	0,021	0,697	0,061	0,604	0,001	0,978	0,174	0,856	0,000	0,420	0,043
MYG	BIW	0,362	0,026	0,120	0,007	0,177	0,000	0,007	0,001	0,022	0,790	0,004	0,002	0,020	0,197	0,000	0,000	0,535	0,011	0,000	0,000	0,856	0,000	0,002	0,000
BIW	SPS	0,439	0,000	0,001	0,001	0,791	0,000	0,000	0,000	0,581	0,000	0,002	0,000	0,496	0,000	0,000	0,000	0,135	0,681	0,000	0,000	0,056	0,363	0,000	0,000
BIW	SCS	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,221	0,000	0,000	0,012	0,004	0,000	0,000
BIW	SMB	0,495	0,001	0,000	0,000	0,300	0,000	0,000	0,000	0,147	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,952	0,000	0,000	0,001	0,285	0,000	0,000
BIW	MOL	0,449	0,000	0,003	0,001	0,201	0,000	0,000	0,000	0,379	0,000	0,002	0,000	0,345	0,001	0,000	0,000	0,933	0,227	0,000	0,000	1,000	0,007	0,000	0,000
BIW	MYG	0,362	0,026	0,120	0,007	0,177	0,000	0,007	0,001	0,022	0,790	0,004	0,002	0,020	0,197	0,000	0,000	0,535	0,011	0,000	0,000	0,856	0,000	0,002	0,000

Tab. 49: Mineralstoffgehalte in den Ionenaustauschern (mg/mo) der Probestellen im Schwingrasen des Lengener Meeres Mai bis Juni 2004.

Probestelle	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
S1-1	0,26	0,06	0,023	1,79
S1-1	0,29	0,04	0,023	1,83
S1-1	0,30	0,05	0,145	1,80
S1-2	0,81	0,06	0,172	2,13
S1-2	0,74	0,06	0,008	1,68
S1-2	-	-	0,131	-
S1-3	0,09	0,01	0,059	0,20
S1-3	-	-	0,048	-
S1-3	-	-	0,041	-
Median	0,29	0,05	0,048	1,79
Max	0,81	0,06	0,172	2,13
$Q_{.75}$	0,63	0,06	0,131	1,82
$Q_{.25}$	0,27	0,04	0,023	1,70
Min	0,09	0,01	0,008	0,20
$\bar{X}$	0,41	0,05	0,072	1,57
SD	0,29	0,02	0,061	0,69
Σ	2,48	0,27	0,650	9,41

Tab. 50: Mineralstoffgehalte in den Ionenaustauschern (mg/mo) der Probestellen im Schwingrasen des Lengener Meeres Juli bis August 2004.

Probestelle	NH_4^+	NO_3^-	$H_2PO_4^-$	K^+
S1-1	1,65	0,00	0,105	4,65
S1-1	0,38	0,00	0,101	2,02
S1-1	0,25	0,00	0,148	2,10
S1-2	0,44	0,00	0,255	0,92
S1-2	0,40	0,00	0,364	0,68
S1-2	1,15	0,00	0,332	1,95
S1-3	0,17	0,00	0,030	1,39
S1-3	0,11	0,00	0,036	0,75
S1-3	0,12	-	-	1,11
Median	0,38	0,00	0,126	1,39
Max	1,65	0,00	0,364	4,65
$Q_{.75}$	0,44	0,00	0,274	2,02
$Q_{.25}$	0,17	0,00	0,084	0,92
Min	0,11	0,00	0,030	0,68
$\bar{X}$	0,52	0,00	0,171	1,73
SD	0,53	0,00	0,130	1,22
Σ	4,66	0,00	1,370	15,56

Tab. 51: pH-Werte in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6).

Probe-stelle	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
Tx-1	3,6	3,5	3,4	3,3	3,4	3,2
Tx-1	3,7	3,5	3,4	3,3	3,3	3,1
Tx-1	3,6	3,5	3,5	3,3	3,2	2,9
Tx-2	3,5	3,1	3,3	3,6	3,4	3,6
Tx-2	3,5	3,5	3,4	3,5	3,4	3,7
Tx-2	3,6	3,4	3,3	3,5	3,4	3,3
Tx-3	3,6	3,5	3,5	3,4	3,4	3,1
Tx-3	3,7	3,6	3,4	3,4	3,4	3,0
Tx-3	3,7	3,6	3,4	3,4	3,3	3,1
Median	3,6	3,5	3,4	3,4	3,4	3,1
$\bar{x}$	3,61	3,47	3,40	3,41	3,36	3,22
Stabw	0,08	0,15	0,07	0,11	0,07	0,27

Tab. 52: Wassergehalte und Maximale Wasserkapazität (Vol%) in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probe-stelle	Transekt-einheit	Frisch-gewicht (g)	Nass-gewicht (g)	Trocken-gewicht (g)	Leer-gewicht (g)	Wasser-gehalt %Vol	MWK %Vol
T1-1	**SPS**	248,55	255,02	158,22	151,34	90,3	96,8
T1-2	**SPS**	260,94	264,96	167,09	162,16	93,9	97,9
T1-3	**SPS**	236,39	246,59	154,78	148,97	81,6	91,8
T2-1	**SCS**	262,15	265,48	170,14	157,87	92,0	95,3
T2-2	**SCS**	245,33	245,11	155,12	147,45	90,2	90,0
T2-3	**SCS**	247,56	253,01	155,66	148,10	91,9	97,4
T3-1	**SMB**	242,79	254,05	161,74	155,83	81,1	92,3
T3-2	**SMB**	209,00	222,02	137,61	133,54	71,4	84,4
T3-3	**SMB**	232,20	241,99	152,94	149,07	79,3	89,1
T4-1	**MOL**	251,69	255,89	158,23	149,61	93,5	97,7
T4-2	**MOL**	244,79	252,44	163,82	147,57	81,0	88,6
T4-3	**MOL**	258,19	252,56	159,40	148,98	98,8	93,2
T5-1	**MYG**	256,13	262,56	169,09	157,21	87,0	93,5
T5-2	**MYG**	249,37	253,86	160,98	149,56	88,4	92,9
T5-3	**MYG**	246,38	250,21	160,62	148,98	85,8	89,6
T6-1	**BIW**	228,74	244,11	164,98	147,01	63,8	79,1
T6-2	**BIW**	223,88	250,16	169,01	156,21	54,9	81,2
T6-3	**BIW**	204,33	233,34	155,35	147,27	49,0	78,0

Tab. 53: Maximale Wasserkapazität (Vol%) mit Medianen, $\bar{X}$ und Stabw in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6).

Probe-stelle	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
T1-6 (-1)	96,8	95,3	92,3	97,7	93,5	79,1
T1-6 (-2)	97,9	90,0	84,4	88,6	92,9	81,2
T1-6 (-3)	91,8	97,4	89,1	93,2	89,6	78,0
Median	96,8	95,3	89,1	93,2	92,9	79,1
$\bar{X}$	95,5	94,2	88,6	93,1	92,0	79,4
Stabw	3,2	3,8	4,0	4,5	2,1	1,6

Tab. 54: Wassergehalte (Vol%) mit Medianen, $\bar{X}$ und Stabw in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6).

Probe-stelle	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
T1-6 (-1)	90,3	92,0	81,1	93,5	87,0	63,8
T1-6 (-2)	93,9	90,2	71,4	81,0	88,4	54,9
T1-6 (-3)	81,6	91,9	79,3	98,8	85,8	49,0
Median	90,3	91,9	79,3	93,5	87,0	54,9
$\bar{X}$	88,6	91,4	77,2	91,1	87,1	55,9
Stabw	6,3	1,0	5,1	9,1	1,3	7,4

Tab. 55: Anteil der organischen Substanz bzw. Aschegehalte (Gewichts-% der Trockensubstanz) mit Medianen, $\bar{X}$ und Stabw in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6).

Probe-stelle	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
T1-6 (-1)	98,2	92,2	97,8	98,2	95,2	97,1
T1-6 (-1)	98,0	92,8	98,0	97,8	95,7	95,3
T1-6 (-2)	98,5	94,5	98,2	90,4	94,5	97,9
T1-6 (-2)	97,9	94,5	98,3	88,7	82,9	97,9
T1-6 (-3)	95,2	94,4	97,9	93,0	83,1	98,0
T1-6 (-3)	97,2	94,7	98,0	92,8	79,5	98,0
Median	98,0	94,5	98,0	92,9	88,8	97,9
$\bar{X}$	97,5	93,9	98,0	93,5	88,5	97,4
Stabw	1,2	1,1	0,2	3,8	7,4	1,1
Aschegehalt (Median)	2,0	5,5	2,0	7,1	11,2	2,1

Tab. 56: Einzelwerte zur Bestimmung des Anteils der organischen Substanz (OS, Gewichts-% der Trockensubstanz) in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald. Bodeneinwaage: 1,000 g.

Probe-stelle	Transekt-einheit	Tiegel-leergewicht (g)	Tiegelgewicht + Boden-gewicht (g)	Tiegelgewicht + Asche-gewicht (g)	Asche-gewicht (g)	OS (%)
T1-1	**SPS**	20,612	21,612	20,630	0,982	98,2
T1-1	**SPS**	17,118	18,118	17,138	0,980	98,0
T1-2	**SPS**	15,463	16,463	15,478	0,985	98,5
T1-2	**SPS**	19,702	20,702	19,723	0,979	97,9
T1-3	**SPS**	17,604	18,604	17,652	0,952	95,2
T1-3	**SPS**	18,354	19,354	18,382	0,972	97,2
T2-1	**SCS**	18,093	19,093	18,171	0,922	92,2
T2-1	**SCS**	20,546	21,546	20,618	0,928	92,8
T2-2	**SCS**	21,145	22,145	21,200	0,945	94,5
T2-2	**SCS**	17,043	18,043	17,098	0,945	94,5
T2-3	**SCS**	20,610	21,610	20,666	0,944	94,4
T2-3	**SCS**	18,597	19,597	18,650	0,947	94,7
T3-1	**SMB**	19,653	20,653	19,675	0,978	97,8
T3-1	**SMB**	18,301	19,301	18,321	0,980	98,0
T3-2	**SMB**	17,581	18,581	17,599	0,982	98,2
T3-2	**SMB**	20,594	21,594	20,611	0,983	98,3
T3-3	**SMB**	20,494	21,494	20,515	0,979	97,9
T3-3	**SMB**	19,971	20,971	19,991	0,980	98,0
T4-1	**MOL**	18,293	19,293	18,311	0,982	98,2
T4-1	**MOL**	18,105	19,105	18,127	0,978	97,8
T4-2	**MOL**	15,661	16,661	15,757	0,904	90,4
T4-2	**MOL**	21,117	22,117	21,230	0,887	88,7
T4-3	**MOL**	16,464	17,464	16,534	0,930	93,0
T4-3	**MOL**	15,275	16,275	15,347	0,928	92,8
T5-1	**MYG**	20,614	21,614	20,662	0,952	95,2
T5-1	**MYG**	18,760	19,760	18,803	0,957	95,7
T5-2	**MYG**	21,203	22,203	21,258	0,945	94,5
T5-2	**MYG**	20,450	21,450	20,621	0,829	82,9
T5-3	**MYG**	18,209	19,209	18,378	0,831	83,1
T5-3	**MYG**	20,778	21,778	20,983	0,795	79,5
T6-1	**BIW**	18,680	19,680	18,709	0,971	97,1
T6-1	**BIW**	20,845	21,845	20,892	0,953	95,3
T6-2	**BIW**	17,884	18,884	17,905	0,979	97,9
T6-2	**BIW**	21,142	22,142	21,163	0,979	97,9
T6-3	**BIW**	17,331	18,331	17,351	0,980	98,0
T6-3	**BIW**	18,776	19,776	18,796	0,980	98,0

Tab. 57: Gehalte von C und N und C/N-Verhältnisse in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen, SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke; SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult, MOL: *Molinia*-Stadium, MYG: *Myrica*-Gebüsch, BIW: Birkenwald.

Probestelle	Transekt-einheit	Einwaage (mg)	N (mg/kg)	C (mg/kg)	N (%)	C (%)	C/N
T1-1	**SPS**	4,6	4611,72	507213,55	0,79	50,72	64
T1-1	**SPS**	6,7	9165,60	504295,62	1,08	50,43	47
T1-2	**SPS**	5,9	5852,70	475170,17	0,78	47,52	61
T1-2	**SPS**	6	6284,62	466612,24	0,83	46,66	56
T1-3	**SPS**	3,8	3840,32	482962,07	0,80	48,30	60
T1-3	**SPS**	3,3	2937,78	481687,62	0,70	48,17	68
T2-1	**SCS**	6,6	12297,86	511684,80	1,47	51,17	35
T2-1	**SCS**	7,2	14576,58	523109,32	1,60	52,31	33
T2-2	**SCS**	8,9	19415,14	498911,44	1,72	49,89	29
T2-2	**SCS**	8,5	17917,70	506329,50	1,67	50,63	30
T2-3	**SCS**	3,8	5541,97	476615,41	1,15	47,66	41
T2-3	**SCS**	3,8	5455,32	465162,96	1,13	46,52	41
T3-1	**SMB**	4,4	16980,40	1163019,64	3,05	116,30	38
T3-1	**SMB**	4,9	7777,92	518297,50	1,25	51,83	41
T3-2	**SMB**	4,4	6595,62	514276,05	1,18	51,43	43
T3-2	**SMB**	4	7039,05	526172,64	1,39	52,62	38
T3-3	**SMB**	3,6	4418,30	478404,39	0,97	47,84	49
T3-3	**SMB**	4,4	5485,81	471699,18	0,98	47,17	48
T4-1	**MOL**	4,7	5375,81	557419,66	0,90	55,74	62
T4-1	**MOL**	7,1	9479,56	525876,81	1,05	52,59	50
T4-2	**MOL**	5,5	10997,79	526497,69	1,58	52,65	33
T4-2	**MOL**	7,7	16974,22	546626,78	1,74	54,66	31
T4-3	**MOL**	4,1	7263,62	506737,75	1,40	50,67	36
T4-3	**MOL**	6,7	13552,42	552384,91	1,60	55,24	35
T5-1	**MYG**	4,5	11693,83	516044,50	2,05	51,60	25
T5-1	**MYG**	4,3	11911,03	513253,56	2,19	51,33	23
T5-2	**MYG**	5,9	21033,82	524546,89	2,82	52,45	19
T5-2	**MYG**	4,3	15541,28	531916,85	2,86	53,19	19
T5-3	**MYG**	4,1	9120,71	421295,78	1,76	42,13	24
T5-3	**MYG**	4,2	9276,21	394823,53	1,74	39,48	23
T6-1	**BIW**	7,9	19919,97	558999,48	1,99	55,90	28
T6-1	**BIW**	7,4	18022,81	559130,59	1,92	55,91	29
T6-2	**BIW**	7,2	7631,59	549113,46	0,84	54,91	66
T6-2	**BIW**	8,6	9656,25	548448,14	0,89	54,84	62
T6-3	**BIW**	8,8	10154,35	508606,53	0,91	50,86	56
T6-3	**BIW**	5,8	7093,51	485721,09	0,97	48,57	50

Tab. 58: C/N-Verhältnisse (Mediane, $\bar{X}$ und Stabw) in den Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6).

Probe-stelle	SPS	SCS	SMB	MOL	MYG	BIW
Tx-1	64	35	38	62	25	28
Tx-1	47	33	41	50	23	29
Tx-2	61	29	43	33	19	66
Tx-2	56	30	38	31	19	62
Tx-3	60	41	49	36	24	56
Tx-3	68	41	48	35	23	50
Median	61	34	42	35	23	53
$\bar{X}$	59	35	43	41	22	48
Stabw	7	5	5	12	3	16

Tab. 59: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit LSD Post Hoc Mehrfachvergleichstest für die pH-Werte, die Wassergehalte und die Wasserkapazität. Signifikanz des Irrtums, dass die Werte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: p < 0,05, (*): p < 0,10 > 0,05, n.s.: nicht signifikant, p > 0,10. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004.

pH				Wassergehalte				Wasserkapazität			
Transekt-einheiten		p	Sig	Transekt-einheiten		p	Sig	Transekt-einheiten		p	Sig
SPS	SCS	0,037	*	SPS	SCS	0,576	n.s.	SPS	SCS	0,655	n.s.
SPS	SMB	0,003	*	SPS	SMB	0,036	*	SPS	SMB	0,028	*
SPS	MOL	0,005	*	SPS	MOL	0,613	n.s.	SPS	MOL	0,415	n.s.
SPS	MYG	0,000	*	SPS	MYG	0,755	n.s.	SPS	MYG	0,229	n.s.
SPS	BIW	0,000	*	SPS	BIW	0,000	*	SPS	BIW	0,000	*
SCS	SPS	0,037	*	SCS	SPS	0,576	n.s.	SCS	SPS	0,655	n.s.
SCS	SMB	0,326	n.s.	SCS	SMB	0,013	*	SCS	SMB	0,064	(*)
SCS	MOL	0,413	n.s.	SCS	MOL	0,957	n.s.	SCS	MOL	0,706	n.s.
SCS	MYG	0,105	n.s.	SCS	MYG	0,389	n.s.	SCS	MYG	0,434	n.s.
SCS	BIW	0,001	*	SCS	BIW	0,000	*	SCS	BIW	0,000	*
SMB	SPS	0,003	*	SMB	SPS	0,036	*	SMB	SPS	0,028	*
SMB	SCS	0,326	n.s.	SMB	SCS	0,013	*	SMB	SCS	0,064	(*)
SMB	MOL	0,869	n.s.	SMB	MOL	0,014	*	SMB	MOL	0,124	n.s.
SMB	MYG	0,512	n.s.	SMB	MYG	0,064	(*)	SMB	MYG	0,242	n.s.
SMB	BIW	0,011	*	SMB	BIW	0,001	*	SMB	BIW	0,006	*
MOL	SPS	0,005	*	MOL	SPS	0,613	n.s.	MOL	SPS	0,415	n.s.
MOL	SCS	0,413	n.s.	MOL	SCS	0,957	n.s.	MOL	SCS	0,706	n.s.
MOL	SMB	0,869	n.s.	MOL	SMB	0,014	*	MOL	SMB	0,124	n.s.
MOL	MYG	0,413	n.s.	MOL	MYG	0,418	n.s.	MOL	MYG	0,680	n.s.
MOL	BIW	0,007	*	MOL	BIW	0,000	*	MOL	BIW	0,000	*
MYG	SPS	0,000	*	MYG	SPS	0,755	n.s.	MYG	SPS	0,229	n.s.
MYG	SCS	0,105	n.s.	MYG	SCS	0,389	n.s.	MYG	SCS	0,434	n.s.
MYG	SMB	0,512	n.s.	MYG	SMB	0,064	*	MYG	SMB	0,242	n.s.
MYG	MOL	0,413	n.s.	MYG	MOL	0,418	n.s.	MYG	MOL	0,680	n.s.
MYG	BIW	0,053	(*)	MYG	BIW	0,000	*	MYG	BIW	0,001	*
BIW	SPS	0,000	*	BIW	SPS	0,000	*	BIW	SPS	0,000	*
BIW	SCS	0,001	*	BIW	SCS	0,000	*	BIW	SCS	0,000	*
BIW	SMB	0,011	*	BIW	SMB	0,001	*	BIW	SMB	0,006	*
BIW	MOL	0,007	*	BIW	MOL	0,000	*	BIW	MOL	0,000	*
BIW	MYG	0,053	(*)	BIW	MYG	0,000	*	BIW	MYG	0,001	*

Tab. 60: Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit LSD Post Hoc Mehrfachvergleichstest für den Anteil der organischen Substanz und die C/N-Werte. Signifikanz des Irrtums, dass die Werte in den Transekteinheiten im Mittel gleich sind. *: p < 0,05, (*): p < 0,10 > 0,05, n.s.: nicht signifikant, p > 0,10. SPS: *Sphagnum pulchrum*-Schwingrasen (T1), SCS: *Sphagnum cuspidatum*-Schlenke (T2); SMB: *Sphagnum magellanicum*-Bult (T3), MOL: *Molinia*-Stadium (T4), MYG: *Myrica*-Gebüsch (T5), BIW: Birkenwald (T6). Bodenproben vom NSG Lengener Meer, März 2004.

Organische Substanz				C/N			
Transekt-einheiten		p	Sig	Transekt-einheiten		p	Sig
SPS	SCS	0,081	(*)	SPS	SCS	0,000	+
SPS	SMB	0,794	n.s.	SPS	SMB	0,005	*
SPS	MOL	0,056	(*)	SPS	MOL	0,002	*
SPS	MYG	0,000	*	SPS	MYG	0,000	*
SPS	BIW	0,948	n.s.	SPS	BIW	0,055	(*)
SCS	SPS	0,081	(*)	SCS	SPS	0,000	*
SCS	SMB	0,047	*	SCS	SMB	0,150	n.s.
SCS	MOL	0,857	n.s.	SCS	MOL	0,252	n.s.
SCS	MYG	0,013	*	SCS	MYG	0,026	*
SCS	BIW	0,092	(*)	SCS	BIW	0,017	*
SMB	SPS	0,794	n.s.	SMB	SPS	0,005	*
SMB	SCS	0,047	*	SMB	SCS	0,150	n.s.
SMB	MOL	0,032	*	SMB	MOL	0,761	n.s.
SMB	MYG	0,000	*	SMB	MYG	0,001	*
SMB	BIW	0,744	n.s.	SMB	BIW	0,304	n.s.
MOL	SPS	0,056	(*)	MOL	SPS	0,002	*
MOL	SCS	0,857	n.s.	MOL	SCS	0,252	n.s.
MOL	SMB	0,032	*	MOL	SMB	0,761	n.s.
MOL	MYG	0,019	*	MOL	MYG	0,001	*
MOL	BIW	0,064	*	MOL	BIW	0,186	n.s.
MYG	SPS	0,000	*	MYG	SPS	0,000	*
MYG	SCS	0,013	*	MYG	SCS	0,026	*
MYG	SMB	0,000	*	MYG	SMB	0,001	*
MYG	MOL	0,019	*	MYG	MOL	0,001	*
MYG	BIW	0,000	*	MYG	BIW	0,000	*
BIW	SPS	0,948	n.s.	BIW	SPS	0,055	(*)
BIW	SCS	0,092	(*)	BIW	SCS	0,017	*
BIW	SMB	0,744	n.s.	BIW	SMB	0,304	n.s.
BIW	MOL	0,064	(*)	BIW	MOL	0,186	n.s.
BIW	MYG	0,000	*	BIW	MYG	0,000	*

Lebenslauf

Persönliche Daten	Name: Thomas Huntke Anschrift: Gustav-Freytag-Straße 8 10827 Berlin Tel.: (030) 70223622 geboren am: 11.10.1973 in Wildeshausen Familienstand: ledig Staatsangehörigkeit: deutsch
Schulausbildung 1980-1984 1984-1990 1990-1994	 Grundschule in Ahlhorn Orientierungsstufe und Gymnasium in Ahlhorn Graf Anton-Günther-Gymnasium in Oldenburg Abschluss: Allgemeine Hochschulreife (Abitur)
Zivildienst 1994-1995	 Dietrich-Bonhoeffer-Klinik für suchtgefährdete Jugendliche in Ahlhorn
Hochschulstudium 1995-2002 2002-2003 seit 2003	 Studium der Biologie an der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg Abschluss: Diplom Studium der Landschaftsökologie an der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg Promotionsstudium an der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
Berufspraxis 2000 2002 2002-2007	 Vegetationskundliche Kartierung für den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz Vegetationskundliche FFH-Kartierung und Entwicklungsplanung für das für das Niedersächsische Forstamt Hasbruch Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften
Lehrtätigkeiten	• B.Sc.-Modul Organismische Biologie - Kursteil Botanik • B.Sc.-Modul Spezielle Mikroskopiertechniken • B.Sc.-Modul Formenkenntnis Flora und Fauna - Kursteil Flora (mit Exkursionen) • Botanische Bestimmungsübungen für Anfänger • Botanische Bestimmungsübungen für Fortgeschrittene • Große Exkursion nach Sardinien für Fortgeschrittene

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst und nur die angegebenen Hilfsmittel dazu verwandt habe. Die Dissertation wurde bisher weder in Teilen noch als Ganzes publiziert.

Darüber hinaus erkläre ich, dass diese Dissertation weder in ihrer Gesamtheit noch in Teilen einer anderen wissenschaftlichen Hochschule zur Begutachtung in einem Promotionsverfahren vorliegt oder vorgelegen hat.

Berlin, den 30.11.2007

Thomas Huntke