

Autogene Regenerationserscheinungen in erzgebirgischen Moorwäldern und deren Bedeutung für Schutz und Entwicklung der Moore

(Textteil)

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum silvaticarum (Dr. rer. silv.)

vorgelegt von
Diplomingenieur für Forstwirtschaft Dirk Wendel

Gutachter:

Herr Prof. Dr. habil. Dr. h.c. Peter A. Schmidt
TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften, Institut für Allgemeine Ökologie und
Umweltschutz, Lehrstuhl für Landeskultur und Naturschutz

Frau Prof. Dr. Birgit Felinks
Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich Landwirtschaft, Ökotoxikologie und Landschafts-
entwicklung

Tharandt, 19. Juli 2010

Erklärung des Promovenden

Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

„Autogene Regenerationserscheinungen in erzgebirgischen Moorwäldern und deren Bedeutung für Schutz und Entwicklung der Moore“

wird hiermit bestätigt.

Tharandt, 12. April 2011

.....
Ort, Datum

Dirk Wendel

.....
Unterschrift (Vorname Name)

Danksagung

Hiermit möchte ich mich ganz herzlich bei allen bedanken, die das Entstehen dieser Arbeit unterstützt und gefördert haben. Ihnen ist dieses Bild einer Regenerationsfläche in der Mooshaide bei Obercrinitz gewidmet.



Besonderer Dank gebührt meinem Betreuer Herrn Prof. Dr. P.A. Schmidt, der die Bearbeitung des Themas mit vielen Hinweisen sowie wertvollen Literaturangaben unterstützte und durch kritische Anmerkungen und Diskussionen das Manuskript förderte.

Ständiger Wegbegleiter war Herr F. Edom. Er ermöglichte mir in vielen Gesprächen, Diskussionen und gemeinsamen Exkursionen den Zugang zur Moorkunde und zu neuen Sichtweisen. Auch bei ihm möchte ich mich in besonderer Weise bedanken.

Für die inhaltliche Durchsicht des Manuskriptes bzw. von Manuskriptteilen sei Frau Prof. Dr. B. Felinks, Herrn F. Edom, Frau K. Keßler, Frau M. Zieverink, Herrn Dr. H. Fischer und Herrn Dr. E.-G. Wilhelm gedankt. Letzterer stand mir in vielen kleinen, aber wichtigen Diskussionen mit Rat zu Seite.

Frau I. Frehse und Herr Dr. C. Brackhage übernahmen dankenswerter Weise die orthographische Durchsicht des Manuskriptes. Herr N. Döring hatte viele kleine computertechnische Kniffe zur Verfügung, um das gewünschte Ergebnis herbei und den Nutzer an das Thema heran zu führen.

Ihm verdanke ich nicht zuletzt meinen Zugang zum GIS und die damit verbundenen Optionen. Frau Dr. D. Schmiedel verdanke ich wichtige Tipps zur Umsetzung der Promotion. Technische Unterstützung erhielt ich zudem von den Herren T. Schindler und S. Conrad.

Zu Dank bin ich Herrn Dr. F. Müller und Herrn M. Baumann verpflichtet. Beide übernahmen die Bestimmung eines großen Teiles der Moose und standen für themenspezifische Fragen zur Verfügung.

Viele wertvolle Fachdiskussionen konnte ich mit den Herren Dr. D. Tolke (LfULG Zwickau), A. Ihl (LfULG Freiberg), den Herren H. Metzler, J. Nixdorf und I. Reinhold (alle Staatsbetrieb Sachsenforst) führen. Mit Zustimmung des LfULG konnten Vegetationsaufnahmen genutzt werden, die im Rahmen von FFH-Managementplänen entstanden. Herrn Dr. W. Wagner verdanke ich eine wohlwollende Förderung und einen standortkundlichen Blick auf die Vegetation.

Weggefährten in den Mooren und vor allem darüber hinaus waren: Frau A. Haupt, Herr K. Kretschmar, Frau K. Landgraf, Herr F. Richter, Herr T. Schindler, Frau A. Schroiff und Frau P. Zinke.

Ein großer Dank sei den Herren G. Heutelbeck, K. Bergner und Dr. D. Gerold ausgesprochen, welche die Untersuchungen in den Privatwaldflächen des Forstbetriebes Marienberg-Gelobtland wohlwollend unterstützten.

Meinen Eltern danke ich dafür, dass sie mein Interesse an der Schönheit und den Werten der Natur geweckt und gefördert haben.

Nicht zuletzt haben mich meine Frau Ulrike Wendel und meine Kinder Jonas, Benjamin und Maja durch Verzicht auf viele gemeinsame Stunden, durch Geduld und Verständnis unterstützt. Ihnen sei im Besonderen gedankt.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Einführung und Problemstellung	1
1.2	Zielstellung und Aufgaben	4
2	Charakteristik des Untersuchungsraumes und der Untersuchungsgebiete.....	6
2.1	Lage, naturräumliche Gliederung und Einordnung der Untersuchungsgebiete	6
2.2	Geologie und Böden.....	8
2.3	Klima.....	11
2.4	Immissionen	12
2.5	Potenzielle Natürliche Vegetation und Aktuelle Vegetation	13
3	Material und Methoden	15
3.1	Versuchsanlage.....	15
3.2	Datenerhebung	18
3.2.1	Vegetationsaufnahmen und Vegetationskartierungen.....	18
3.2.2	Dauerflächen	19
3.2.3	Standörtliche und hydromorphologische Charakterisierung.....	19
3.2.4	Ermittlung von Moorbereichen mit Merkmalen autogener Regeneration	22
3.2.5	Die historische Entwicklung der Moore und ihrer Umgebung	24
3.2.6	Kartographie und Datenerfassung.....	25
3.3	Datenauswertung.....	25
3.3.1	Vegetationskundliche Bearbeitung und syntaxonomische Einordnung.....	25
3.3.2	Vegetationsökologische Charakteristik.....	25
3.3.3	Sukzession von Moor und Moorvegetation in ausgewählten Mooren.....	26
3.3.3.1	Wandel von Arten- und Bestandesstruktur	27
3.3.3.2	Interpretation von Standortsveränderungen	28
3.3.4	Einschätzung des aktuellen Zustandes erzgebirgischer Moorstandorte.....	28
3.3.5	Hydromorphologische Analyse der Moor- und mineralischen Nassstandorte.....	29
3.3.6	Bewertung von Regenerationserscheinungen in erzgebirgischen Mooren	30
3.4	Begriffsbestimmung	30
4	Ergebnisse	32
4.1	Vegetations- und standortkundliche Charakteristik ausgewählter Vegetationstypen erzgebirgischer Moore und umgebender Nassbereiche.....	32
4.1.1	Regionalspezifische Artengruppen	33
4.1.2	Überblick zu den untersuchten Vegetationstypen der Moor- und Nassstandorte	36
4.1.3	Vegetationstypen der Moor- und Nassstandorte	40
4.1.3.1	Vegetationstypen unbewaldeter, quelliger, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte.....	40

4.1.3.2	Vegetationstypen unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte	41
4.1.3.3	Vegetationstypen unbewaldeter Armmoore	43
4.1.3.4	Vegetationstypen bewaldeter Armmoore	45
4.1.3.5	Vegetationstypen bewaldeter Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte ohne <i>Calamagrostis villosa</i>	47
4.1.3.6	Vegetationstypen bewaldeter Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte mit <i>Calamagrostis villosa</i>	49
4.1.3.7	Vegetationstypen bewaldeter Reichmoore und eutropher, mineralischer Nassstandorte	51
4.1.4	Vegetation und Standort	53
4.1.4.1	Standortstypen und Torfmächtigkeiten	53
4.1.4.2	Standortsindikation auf Basis von Zeigerwerten	56
4.1.5	Syntaxonomische Einordnung der erzgebirgischen Moor- und Feuchtwälder	61
4.1.5.1	Gliederungsprinzipien nach MAST (1999)	61
4.1.5.2	Einordnung des Aufnahmемaterials aus bewaldeten erzgebirgischen Mooren	61
4.1.5.2.1	Vegetationstypen oligo- bis mesotropher Standorte	61
4.1.5.2.2	Vegetationstypen bewaldeter, schwach eutropher Standorte	63
4.2	Vergleich der aktuellen Waldvegetation des Untersuchungsraumes mit historischen Beschreibungen aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts	65
4.2.1	Vergleich mit den Beschreibungen von KÄSTNER & FLÖBNER (1933)	65
4.2.2	Vergleich mit den Beschreibungen von REINHOLD (1939)	67
4.3	Geschichte und aktuelle Struktur der Moore in den Untersuchungsgebieten	69
4.3.1	Die Entwicklung der Moore in den Untersuchungsgebieten unter anthropogenem Einfluss	69
4.3.2	Aktuelle Standorte und hydromorphologische Struktur der Moore in den Untersuchungsgebieten	73
4.3.3	Aktuelle Vegetation und vegetationskundlich indizierter Standortszustand ...	79
4.3.4	Regenerationserscheinungen in den Untersuchungsgebieten	82
4.3.5	Aktueller Moorzustand und Regenerationserscheinungen in Mothhäuser Haide und Kolbemoor	91
4.4	Detailanalysen zur Sukzession der Vegetation in den Mooren „Kriegswiese“, „Mothhäuser Haide“ und „Bärenlochhaide“	101
4.4.1	Sukzessionsprozesse in der Kriegswiese	101
4.4.1.1	Analyse der Ausgangslage	101
4.4.1.2	Entwicklung zwischen 1989 und 1997	104
4.4.2	Sukzessionsprozesse in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide	109
4.4.2.1	Analyse der Ausgangslage	109

4.4.2.2	Entwicklung zwischen 1959 und 1991	114
4.4.2.3	Entwicklung zwischen (1959), 1991, 1997 und 2004	120
4.5	Verbreitung und Zustand erzgebirgischer Moore im Kontext von Moor- degeneration und Moorregeneration	127
4.5.1	Vegetationseinheiten der PNV als Widerspiegelung des allgemeinen Moorzustandes	127
4.5.2	Aktuelle Verbreitung von Moorstandorten	129
4.5.3	Einschätzung des Moorzustandes auf Basis der PNV-Karte	131
4.5.4	Vorkommen autogener Moorregeneration in Sachsen.....	134
4.5.4.1	Überblick.....	134
4.5.4.2	Ablauf und Charakteristik der grabeninduzierten Regenerationen im Untersuchungsraum.....	135
4.5.4.3	Ablauf und Charakteristik der torfstichinduzierten Regenerationen im Untersuchungsraum.....	138
4.5.4.4	Bedeutende Moorregenerationen außerhalb des Untersuchungsraumes.....	141
4.5.4.5	Aktuelle Standorte und Flächenpotenziale.....	141
4.6	Naturschutzfachliche Aspekte.....	144
4.6.1	Gefährdungsgrad lebensraumtypischer Pflanzenarten in Sachsen.....	144
4.6.2	Gefährdungsgrad lebensraumtypischer Pflanzengesellschaften in Sachsen ..	148
4.6.3	Repräsentanz von Moorvegetationseinheiten und Regenerationsbereichen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten nach Naturschutzrecht.....	149
5	Diskussion	154
5.1	Vegetation als Mittel zur Standortsindikation.....	154
5.1.1	Probeflächenanlage	154
5.1.2	Artengruppen.....	155
5.1.3	Vegetationstypen als Standortswieser	156
5.1.4	Zeigerwerte.....	158
5.1.5	Karten der Potenziellen Natürlichen Vegetation als Widerspiegelung aktueller Standortverhältnisse.....	159
5.2	Aspekte zur Syntaxonomie der Wälder oligo- und mesotropher Moor- und Nassstandorte des Erzgebirges	163
5.2.1	Gesellschaften bewaldeter Armmoore	164
5.2.2	Gesellschaften bewaldeter, mesotropher Moor- und Nassstandorte	166
5.3	Bewertung des aktuellen Zustandes der Moore im sächsischen Erzgebirge.....	168
5.4	Sukzessionserscheinungen in Mooren des Untersuchungsraumes im Kontext von Umweltwandel und ökosysteminternen Prozessen	181
5.5	Autogene Moorregeneration	192
5.5.1	Definition und Nachweis autogener Moorregeneration.....	193
5.5.2	Regeneration in anthropogen stark gestörten Mooren	194

5.5.3	Rahmenbedingungen und Prozesse der autogenen Moorregeneration	195
5.5.4	Regeneration als zeitlich und räumlich strukturierter Prozess	203
5.5.5	Potenziale und Grenzen autogener Moorregeneration	206
5.5.6	Bedeutung autogener Moorregeneration für Naturschutz und Forst- wirtschaft	208
5.5.7	Schlussfolgerungen zum Umgang mit Regenerationsflächen im Wald	213
6	Zusammenfassung	217
7	Thesis for the Dissertation	219
8	Literatur	222
9	Verwendete Karten	232

Erklärung

Anhang Teil I

Anhang Teil II

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1-1:	Phasen autogener Regeneration in entwässerten Mooren (verändert nach EDOM 2001a)	2
Abb. 2.1-1:	Lage des Untersuchungsraumes Erzgebirge, der fünf Untersuchungsgebiete und der weiteren Probeflächen	6
Abb. 3.1-1:	Versuchsanlage – räumlich-zeitliche Ebenen	17
Abb. 3.1-2:	Arbeitsschwerpunkte und methodische Ansätze	17
Abb. 3.2-1:	Hydromorphologische Strukturelemente eines idealisierten erzgebirgischen Regenmoores (EDOM 2001a nach KÄSTNER & FLÖBNER 1933; verändert)	21
Abb. 3.3-1:	Wasserstrom in einem Stromsektor (mit den Stromsegmenten S_1 bis S_i ; nach EDOM 2001a) zwischen zwei konvergenten Stromlinien	29
Abb. 4.1-1:	Anteil von Bestandesgrundtypen in den Vegetationstypen oligo- und mesotroph-saurer Moore	39
Abb. 4.1-2:	Häufigkeit der forstlichen Standortgruppen im Bereich der Probeflächen	53
Abb. 4.1-3:	Gewichtete Feuchte- und Stickstoffwerte der einzelnen Vegetationsaufnahmen (kategorisiert nach VTG)	59
Abb. 4.1-4:	Ökogramm der Vegetationstypen	60
Abb. 4.3-1:	Häufigkeit von Flächegrößen und maximaler Torfmächtigkeit einzelner Moorkörper in den Untersuchungsgebieten	74
Abb. 4.3-2:	Torfmächtigkeit und maximale Stromlänge einzelner Moorkörper	76
Abb. 4.3-3:	Größenklassenhäufigkeit der Hangwasseranteile	78
Abb. 4.3-4:	Flächenanteil der einzelnen bodenfeuchtweisenden Vegetationstypengruppen (VTG) in den Untersuchungsgebieten	81
Abb. 4.3-5:	Flächenanteil der einzelnen trophieweisenden Vegetationstypengruppen (VTG) in den Untersuchungsgebieten	81
Abb. 4.3-6:	Feuchtestufen im zentralen Teil des Moorgebietes Deutscheinsiedel	82
Abb. 4.3-7:	Trophiestufen im zentralen Teil des Moorgebietes Deutscheinsiedel	83
Abb. 4.3-8:	Hydromorphologische Struktur und Regenerationsbereiche im zentralen Teil des Moorgebietes Deutscheinsiedel	86
Abb. 4.3-9:	Grabendimensionierung an Probepunkten in Mothhäuser Haide und Kolbemoor	92
Abb. 4.3-10:	Oberflächenstruktur von Mothhäuser Haide und Kolbemoor	92
Abb. 4.3-11:	Grabenverlandungszonen in Mothhäuser Haide und Kolbemoor	93
Abb. 4.3-12:	Flächenanteil von <i>Sphagnum spec.</i> und <i>Eriophorum vaginatum</i> im Grabensystem von Mothhäuser Haide und Kolbemoor	93
Abb. 4.3-13:	Präsenz von minerotraphenten Arten im Grabensystem von Mothhäuser Haide und Kolbemoor	94
Abb. 4.3-14:	Flächenanteil von <i>Pinus rotundata</i> in Mothhäuser Haide und Kolbemoor	95

Abb. 4.3-15:	Relation der Flächenanteile von <i>Pinus rotundata</i> in Baum- und Strauchschicht.....	95
Abb. 4.3-16:	Torfmoosdeckungsgrade in Mothhäuser Haide und Kolbemoor	96
Abb. 4.3-17:	Vegetationstypen in Beziehung zum Anteil von <i>Pinus rotundata</i> in Mothhäuser Haide und Kolbemoor	97
Abb. 4.3-18:	Aktuelles Auftreten von Regenerationsmerkmalen und potenzielle Offenbereiche in Mothhäuser Haide und Kolbemoor	98
Abb. 4.3-19:	Regenerationsbereiche und Neigungsverhältnisse	98
Abb. 4.4-1:	Torfmächtigkeiten und hydrographische Einbettung der Dauerbeobachtungsflächen in der Kriegswiese	102
Abb. 4.4-2:	Hydrographische Einbettung der Dauerquadrate und Entwicklung der gewichteten Feuchtezahl sowie minerotropher Arten in den Dauerquadraten zwischen 1989 und 1997 (Kriegswiese).....	107
Abb. 4.4-3:	Torfmächtigkeiten und hydrographische Einbettung der Probeflächen (PF _{VA} , DBF) in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide	110
Abb. 4.4-4:	Lage und Zustand der Entwässerungsgräben im Umfeld der Probeflächen (PF _{VA} , DBF) in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide	111
Abb. 4.4-5:	Hydrographische Einbettung der Probeflächen (PF _{VA}) und Entwicklung der gewichteten Feuchtezahl in den Probeflächen zwischen 1959 und 1991 (Mothhäuser Haide, Bärenlochhaide)	117
Abb. 4.4-6:	Veränderung der gewichteten Feuchtezahl zwischen 1959 und 1991 in Abhängigkeit von Grabenverlandung und ungestörter Stromlänge (nur Mothhäuser Haide).....	118
Abb. 4.4-7:	Hydrographische Einbettung der Probeflächen (PF _{VA}) und Entwicklung der gewichteten Stickstoffzahl in den Probeflächen zwischen 1959 und 1991 (Mothhäuser Haide, Bärenlochhaide)	119
Abb. 4.5-1:	Aktuelle Moorverbreitung in Sachsen – Rasterdarstellung auf Basis von TK10-Quadranten (Bearbeitung: CONRAD & WENDEL 2005; Datenbasis: SCHMIDT et al. 2003)	130
Abb. 4.5-2:	Anzahl der vorgefundenen Regenerationsbereiche je Größenklasse	135
Abb. 4.5-3:	Vorkommen autogener, grabeninduzierter Regenerationen.....	137
Abb. 4.5-4:	Vorkommen autogener, torfstichinduzierter Regenerationen	140
Abb. 4.6-1:	Präsenz der einzelnen Gefährdungskategorien (einschließlich Vorwarnliste) in den Vegetationstypen des Untersuchungsraumes	145
Abb. 4.6-2:	Mittlere Artenzahl - Gesamt und Rote Liste (einschließlich Vorwarnliste) in Vegetationstypen des Untersuchungsraumes.....	146
Abb. 4.6-3:	Präsenz von Arten der Roten Liste in den einzelnen Zeigerwertstufen	146

- Abb. 5.5-1: Modifiziertes Schema der Phasen (1-3) und Teilphasen (1a-3d) einer grabeninduzierten Regeneration in einem durch Entwässerung stark degenerierten Moor (nach EDOM 2001a, rot –Veränderungen; siehe Text)... 205

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1-1:	Übersicht der Untersuchungsgebiete und der dort eingebetteten Moore	7
Tab. 2.3-1:	Höhenlage und Kennwerte der Klimastufen im Untersuchungsraum Erzgebirge	11
Tab. 2.3-2:	Höhenlage und Klimaparameter der Untersuchungsgebiete	12
Tab. 3.1-1:	Untersuchungsgebiete differenziert nach anthropogenen Einflüssen und Strukturen	16
Tab. 3.2-1:	Schätzskala der Artmächtigkeit (WILMANN 1993, verändert)	18
Tab. 3.2-2:	Übersicht hydromorphologischer Strukturelemente	21
Tab. 4.1-1:	Charakteristik der Vegetationstypen – mittlere Artenzahlen, mittlere Deckungsgrade und Präsenz von Bestandestypen	38
Tab. 4.1-2:	Vergleich der mittleren Artenzahlen von Vegetationsaufnahmen mit bzw. ohne Auftreten lebensraumuntypischer Stickstoffzeiger	40
Tab. 4.1-3:	Charakteristik der Vegetationstypen anhand von Standortgruppen und Torfsondierungen	54
Tab. 4.1-4:	Ökologische Charakteristik der Vegetationstypen anhand von mittleren gewichteten Zeigerwerten der Krautschicht.....	56
Tab. 4.1-5:	Vergleich von mittleren gewichteten Zeigerwerten von Vegetations- aufnahmen mit bzw. ohne höchstem Auftreten von Stickstoffzeigern	58
Tab. 4.2-1:	Übersicht der von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) untersuchten Waldbestände auf Moor im Erzgebirge	65
Tab. 4.3-1:	Übersicht und Charakteristik der Moorkörper	73
Tab. 4.3-2:	Stromlinienmuster der einzelnen Moorkörper	75
Tab. 4.3-3:	Präsenz flächenrelevanter Sonderstrukturen	77
Tab. 4.3-4:	Grabensysteme und Torfstiche in den Untersuchungsgebieten	79
Tab. 4.3-5:	Flächenanteil der Vegetationstypengruppen in den Moorkörpern und umgebenden Nassstandorten der Untersuchungsgebiete	80
Tab. 4.3-6:	Flächenbilanz der Merkmale grabeninduzierter Regeneration in den Untersuchungsgebieten	83
Tab. 4.3-7:	Flächenbilanz der Merkmale torfstichinduzierter Regeneration in den Untersuchungsgebieten	84
Tab. 4.3-8:	Flächenbilanz zum Auftreten von Regenerationsbereichen in hydromorphologischen Sonderstrukturen	85
Tab. 4.3-9:	Präsenz der Vegetationstypen in Regenerationsbereichen.....	88

Tab. 4.3-10:	Flächenbilanz zum Auftreten von Regenerationsbereichen in einzelnen Moorkörpern und umgebenden Nassstandorten.....	90
Tab. 4.4-1:	Zustand der Bestockung in Dauerbeobachtungsflächen der Kriegswiese um 1989.....	103
Tab. 4.4-2:	Veränderung der Bestockung in den Dauerbeobachtungsflächen der Kriegswiese zwischen 1989 und 1997	104
Tab. 4.4-3:	Veränderung der Artenstruktur in den Dauerquadraten der Kriegswiese zwischen 1989 und 1997	105
Tab. 4.4-4:	Veränderung der Zeigerwerte in den Dauerquadraten der Kriegswiese zwischen 1989 und 1997	106
Tab. 4.4-5:	Zustand und Wandel der Bestockung in den Dauerbeobachtungsflächen von Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide bis 1991	113
Tab. 4.4-6:	Veränderung der Schicht-Deckungsgrade zwischen 1959 und 1991 in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide	115
Tab. 4.4-7:	Veränderung der Zeigerwerte zwischen 1959 und 1991 in den Vegetationstypen.....	116
Tab. 4.4-8:	Veränderung der Zeigerwerte zwischen 1959 und 1990 in Abhängigkeit vom Verlandungsfortschritt.....	116
Tab. 4.4-9:	Entwicklung der Bestandesschichten und der bestandesprägenden Baumarten in den Dauerbeobachtungsflächen zwischen 1991 und 2004.....	121
Tab. 4.4-10:	Veränderung der Zeigerwerte zwischen (1959), 1991 und 2004.....	124
Tab. 4.4-11:	Veränderung der Artenstruktur in den Dauerquadraten der Mothhäuser Haide zwischen 1991 und 2004	125
Tab. 4.5-1:	Übersicht zu den Flächenanteilen moorspezifischer „Auswerteeinheiten“ der Potenziellen Natürlichen Vegetation in Sachsen und im Untersuchungsbereich.....	127
Tab. 4.5-2:	Fläche und Anteil der ökologischen Moortypen in den Bezugsräumen Erzgebirge und Sachsen	132
Tab. 4.5-3:	Fläche und Anteil der standortkundlichen Nährkraftstufen in den Bezugsräumen Erzgebirge und Sachsen	132
Tab. 4.5-4:	Kennzeichnung der standortkundlichen Feuchtstufen auf Moor (nach KOPP & SCHWANECKE 1994).....	133
Tab. 4.5-5:	Häufigkeit der in den Regenerationsbereichen kartierten Standortstypen.....	142
Tab. 4.5-6:	Bilanz der PNV-Kartiereinheiten, die auf ein Potenzial zur Regeneration hinweisen.....	143
Tab. 4.6-1:	Zuordnungsmatrix und Rote Liste Status von Pflanzengesellschaften und Vegetationstypen.....	148

Tab. 4.6-2	Flächen moorspezifischer „Auswerteeinheiten“ der Potenziellen Natürlichen Vegetation im Untersuchungsraum und den dortigen Naturschutzgebieten	150
Tab. 4.6-3:	Repräsentanz der Regenerationsbereiche inner- und außerhalb verschiedener Schutzgebietskategorien nach Naturschutzrecht.....	151
Tab. 5.1-1:	Vergleich von Feuchtezahl und Messwerten ausgewählter <i>Sphagnum</i> -Arten (alle Arten auch in den UG präsent)	156
Tab. 5.3-1:	Bewertungsvorschlag für den aktuellen Zustand von Lebensraumkategorien der Moore im UR aus Sicht des Moorschutzes	180

Abkürzungsverzeichnis

AC	Assoziationscharakterart	GK	Geologische Karte
AE	Auswerteeinheit	gN	gewichtete Stickstoffzahl
A _E	oberirdische hydrologische Einzugsgebietsfläche oberhalb des Torfkörpers (ha)	gR	gewichtete Reaktionszahl
AF	Ausbildungsform	Gr.	Gruppe
AG	Artengruppe	gZ	gewichteter Zeigerwert einer Art
agg.	Aggregat (Artengruppe)	ha	Hektar
A _T	Fläche des Torfkörpers (ha)	H	Höhendifferentialart
ATKIS [®] -DGM2	Digitales Geländemodell	Hf	Höhere Berglagen, feucht
AZ	Artenzahl	HL	Hügelland
A % _E	oberirdischer Flächenanteil potenzieller EZG (%)	M	Mooschicht
B1	1. Baumschicht	MMK	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung
B2	2. Baumschicht	m ü. HN	Meter über dem Kronstädter Pegel (Höhennormal)
b _{ezg}	Einstrombreite eines Stromsektors	m ü. NN	Meter über dem Amsterdamer Pegel (Normalnull)
b _i	Ausstrombreite eines Stromsektors	MaP	Managementplan
BL	Bergland	mAZ	mittlere Artenzahl
BS	Baumschicht	mD	mittlere Dominanz (dm ²)
BSI	Baumarten-Schicht-Index	mD°	mittlerer Deckungsgrad (%)
Cfag	Fichtenforsten auf Standorten des Calamagrostio villosae-Fagetum	mD _E	Mittelwert aller in DQ ermittelten Dominanzen bei Ersterfassung (dm ²)
d	Differentialart	mFr	Mittelwert aller für eine Art in DQ ermittelten Frequenzen (n)
D	Dominanz einer Art (dm ²)	mFr _E	Mittelwert aller in DQ ermittelten Frequenzen bei Ersterfassung (n)
D°	Deckungsgrad (%)	mFr _N	Mittelwert aller in DQ ermittelten Frequenzen bei Nachfolgeerfassung (n)
DA	Assoziationsdifferentialart	Mf	Mittlere Berglagen, feucht
DBF	Dauerbeobachtungsfläche	mgF	mittlere gewichtete Feuchtezahl
DBF _{ex}	Artenverlust in den DBF im Beobachtungszeitraum (n)	mgL	mittlere gewichtete Lichtzahl
DBF _{in}	Artenetablierung in den DBF im Beobachtungszeitraum (n)	mgN	mittlere gewichtete Stickstoffzahl
DO	Ordnungsdifferentialart	mgR	mittlere gewichtete Reaktionszahl
DQ	Dauerquadrat	m. u. F.	Meter unter Flur
DQ _{ex}	Artenverlust in den DQ im Beobachtungszeitraum (n)	n	Anzahl
DQ _{in}	Artenetablierung in den DQ im Beobachtungszeitraum (n)	k.A.	keine Angaben
DV	Verbandsdifferentialart	K	Krautschicht
EU	Europäische Union	KC	Klassencharakterart
EZG	(oberirdisches) hydrologisches Einzugsgebiet	KE	Kartiereinheit
FFH	Fauna-Flora-Habitat; Synonym der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten	Kf	Kammlagen, feucht
fm	Festmeter	k.W.	kein Wert
FND	Flächennaturdenkmal	LBF	Lokalbodenform
Fr	Frequenz, absolute Häufigkeit in 100 Zahlrastern (n)	LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
FSK	Forstliche Standortkartierung	LRT	Lebensraumtypen
GEOSN	Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen	NM1	mineralische Nassstandorte
gF	gewichtete Feuchtezahl	NM1+	mittlerer Nährkraft, nass
GfP	Gute fachliche Praxis	NM2	mineralische Nassstandorte
gL	gewichtete Lichtzahl	NMI	mineralische Nassstandorte
			mittlerer Nährkraft, geschützte Standorte

Verzeichnisse

NMII	mineralische Nassstandorte mittlerer Nährkraft, ungeschützte Standorte	ΔgF	Änderung der gewichteten Feuch- tezah im Beobachtungszeitraum
NSG	Naturschutzgebiet	ΔgL	Änderung der gewichteten Licht- zahl im Beobachtungszeitraum
NZ1+	mineralische Nassstandorte ziemlich armer Nährkraft, nass, zügig	ΔgN	Änderung der gewichteten Stick- stoffzahl im Beobachtungszeit- raum
OA2	organischer Nassstandort armer Nährkraft, sumpfig	ΔgR	Änderung der gewichteten Reak- tionszahl im Beobachtungszeit- raum
OC	Ordnungscharakterart		
OZ3	organischer Nassstandort ziemlich armer Nährkraft, staunass	ΔS_{1-i}	Stromlänge eines Stromsektors
OZ3z	dgl., aber zügig	$\Delta \Sigma D$	Veränderung der Summe aller in DQ ermittelten Dominanzen im Beobachtungszeitraum (dm^2 bzw. %)
PF _{VA}	Probefläche einer Vegetations- aufnahme		
PNV	Potenzielle Natürliche Vegetation	$\Delta \Sigma DQ$	Veränderung der Anzahl der Vorkommen einer Art den DQ (n)
PrP	Probepunkt		
rm	Raummeter	$\Delta \Sigma Fr$	Veränderung der Summe aller in DQ ermittelten Frequenzen im Beobachtungszeitraum (n bzw. %)
SMUL	Sächs. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft		
Sp. spec.	Spalte Angabe bei Unsicherheit der Artzugehörigkeit, wenn nur Gat- tung bekannt	ΣD	Summe aller für eine Art in DQ ermittelten Dominanzen (dm^2), Anzahl der Vorkommen einer Art in den DBF
ssp	Subspezies	ΣDBF	
StS	Strauchschicht	ΣD_E	Summe aller in DQ ermittelten Dominanzen bei Ersterfassung (dm^2)
StUFA	Staatliches Umweltfachamt		
TL	Tiefeland		
TM1	terrestrische Standorte mittlerer Nährkraft, frisch	ΣD_N	Summe aller in DQ ermittelten Dominanzen bei Nachfolgeerfas- sung (dm^2)
TMS	Typischer Moorstandort		
TS	Torfstich	ΣDQ	Anzahl der Vorkommen einer Art den DQ (n)
TZ2	terrestrische Standorte ziemlich armer Nährkraft, mäßig frisch	ΣDQ_E	Anzahl der Vorkommen einer Art den DQ bei Ersterfassung (n)
Uf	Untere Berglagen / Hügelland, feucht	ΣDQ_N	Anzahl der Vorkommen einer Art den DQ bei Nachfolgeerfassung (n)
UG	Untersuchungsgebiet		
UR	Untersuchungsraum		
uZ	ungewichteter Zeigerwert einer Art	ΣFr	Summe aller für eine Art in DQ ermittelten Frequenzen (n), Summe aller in DQ ermittelten Frequenzen bei Ersterfassung (dm^2)
uF	ungewichtete Feuchtezahl	ΣFr_E	
uL	ungewichtete Lichtzahl		
VA	Vegetationsaufnahme		
VC	Verbandscharakterart	ΣFr_N	Summe aller in DQ ermittelten Frequenzen bei Nachfolgeerfas- sung (dm^2)
Vik.	Vikariante		
VT	Vegetationstyp		
VTG	Vegetationstypengruppe		
W	Wichtungsfaktor		
Z	Zeigerwert einer Art		
ΔmgF	Änderung der mittleren gewichte- ten Feuchtezahl im Beobach- tungszeitraum		
ΔmgL	Änderung der mittleren gewichte- ten Lichtzahl im Beobachtungs- zeitraum		
ΔmgN	Änderung der mittleren gewichte- ten Stickstoffzahl im Beobach- tungszeitraum		
ΔmgR	Änderung der mittleren gewichte- ten Reaktionszahl im Beobach- tungszeitraum		

1 Einleitung

1.1 Einführung und Problemstellung

Werden Moore über große Zeiträume ihrer Entwicklung betrachtet, erwecken sie den Eindruck sich nur langsam verändernder und damit über Jahrtausende hinweg recht stabiler Ökosysteme. Langfristige Akkumulationsraten von kaum 1 mm je Jahr (vgl. SCHOPP-GUTH 1999, COUWENBERG et al. 2001) scheinen für eine geringe Dynamik zu sprechen. Dass ein statisches Verhalten nicht vorhanden sein kann, offenbart sich am Aufbau der Moore, wie RUDOLPH & FIRBAS (1924) schon frühzeitig am Beispiel der erzgebirgischen Moore belegten – hier spiegeln sich u. a. klimatisch bedingte Wachstumsepochen wider. In den zurückliegenden Jahren konnte gezeigt werden, dass die in ihrer Wasserspeisung stark von der Umwelt abhängigen Moore auf recht kurzfristige Veränderungen reagieren müssen und dies natürlicherweise auch können, da sie über ein System von zeitlich verschiedenskalgigen Prozessen der **Selbstregulation** verfügen (JOOSTEN 1993, EDOM 2001a). Folge der Selbstregulation ist eine in kurzen Zeiträumen auftretende, oft flächig wirkende **Dynamik** der Moorstandorte und Lebensgemeinschaften. Einen deutlichen Kontrast hierzu bilden die oft **statischen Betrachtungsweisen** von Naturschutz und anderen Landnutzern, so z. B. die in manchen Regionen strenge Fixierung auf zu erhaltende Lebensraumtypen.

Anstelle einer natürlichen Moordynamik laufen heute in den meisten europäischen Mooren Prozesse ab, die vom Wirken des Menschen geprägt werden. Die ständig intensiver werdende Landnutzung führte in den letzten Jahrhunderten zur **Degradierung und Vernichtung großer Moorflächen**. Deutschlandweit wurden etwa 99 % aller Moore entwässert oder abgebaut (JOOSTEN 2006). Viele Eigenheiten gingen verloren, sichtbar an einer stark abgewandelten Mooroberfläche (durch Abtorfung oder entwässerungsbedingten Moorschwund), am Rückgang hoch spezialisierter Arten und Lebensräume, aber auch unmerklich, wie im Falle eines kaum noch vorhandenen Selbstregulationsvermögens. Selbst in Naturschutzgebieten (NSG) wirken sich die Eingriffe bis in die Gegenwart aus. Insofern ist es nicht verwunderlich, dass Schutz und Entwicklung der wenigen naturnahen Moore, ihrer Lebensgemeinschaften und Arten aufwändig sind und – gemessen am meist recht hoch gesteckten Ziel (z B. Wiedereinsetzen der Torfbildung) – oft nicht den gewünschten Erfolg zeigen (STEINER 1992, WAGNER 1994, DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Dies trifft auch für Sachsen zu. Natürliche Moore existieren hier wahrscheinlich nicht mehr. Gegenwärtig konzentrieren sich die Bemühungen deshalb auf den Schutz von Mooren, die kaum (nur Kleiner Kranichsee) oder nur mäßig beeinträchtigt (z. B. Kriegswiese, Georgenfelder Hochmoor) erscheinen. Zukünftig werden bei einer Umsetzung der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ (BMU 2007, S.37) stark beeinträchtigte Moore (z. B. Lehm- und Hühnerhaide) in den Mittelpunkt des Handelns rücken. Diese Moore sind in beträchtlicher Fläche vorhanden. Es stellt sich hier jedoch in Anbetracht des erheblichen Revitalisierungsaufwandes die Frage nach einer **Prioritätensetzung** (ZINKE 2002, WENDEL in SCHMIDT & GNÜCHTEL 2003, SCHINDLER et. al. 2008). Zu klären ist, welche Wiedervernässungspotenziale vorhanden sind, ob und mit welchem Aufwand die durch verschiedene Eingriffe (z. B. Torfabbau, Entwässerung) unterschiedlich stark beeinträchtigten Moor-teilbereiche „wieder zu beleben“ sind und welche zeitliche Abfolge die günstigste ist.

Eine Vielzahl an verwendeten Begriffen (Revitalisierung, Renaturierung, Regeneration, Restitution, vgl. BRUX et al. 2001) verdeutlicht zudem die Komplexität der Problematik und die damit verbundenen Unsicherheiten, welcher Zustand gewollt bzw. überhaupt erreichbar ist.

Neuere hydrologische und vegetationskundliche Untersuchungen belegen, dass neben der in ihrem Erfolg zuweilen angezweifelt Revitalisierung auch eine **spontane, auf Selbstregulation beruhende Wiedervernässung** auftreten und damit nach starken anthropogenen Störungen auch ohne Zutun des Menschen die „Wiederbelebung“ eines Moores eintreten kann (z. B. SCHNEEBELI 1991, EDOM 1991, WENDEL 1992, WAGNER 1994, EDOM 2001a). Der dies auslösende Prozess wird als „Regeneration“ bezeichnet (EDOM & WENDEL 1998, EDOM 2001a). Dies steht im Kontrast zum üblichen Sprachgebrauch, der zumeist das Ergebnis eines aktiven Managements meint (ARBEITSKREIS MOORNUTZUNG - LANDESPFLEGE 1989). Um diese begriffliche Überschneidung zu vermeiden, wird für das oben beschriebene Phänomen im Folgenden von einer „**autogenen Regeneration**“ (bzw. in Kurzform: „Regeneration“) gesprochen.

Systematische Nachweise für das Vorkommen autogener Regenerationen wurden in Sachsen bislang selten und dann auch nur fragmentarisch erbracht, so für die ehemals stark entwässerte Mothhäuser Haide oder das abgetorfte Hormersdorfer Hochmoor (WENDEL 1992, HOMMEL 1996). Eine Unterteilung und Beschreibung wesentlicher Regenerationsphasen im Zuge von Grabenverlandung in entwässerten Mooren erfolgte durch EDOM & WENDEL (1998) bzw. EDOM (2001a, Abb. 1.1-1; Definition der Phasen siehe Kap. 3.4).

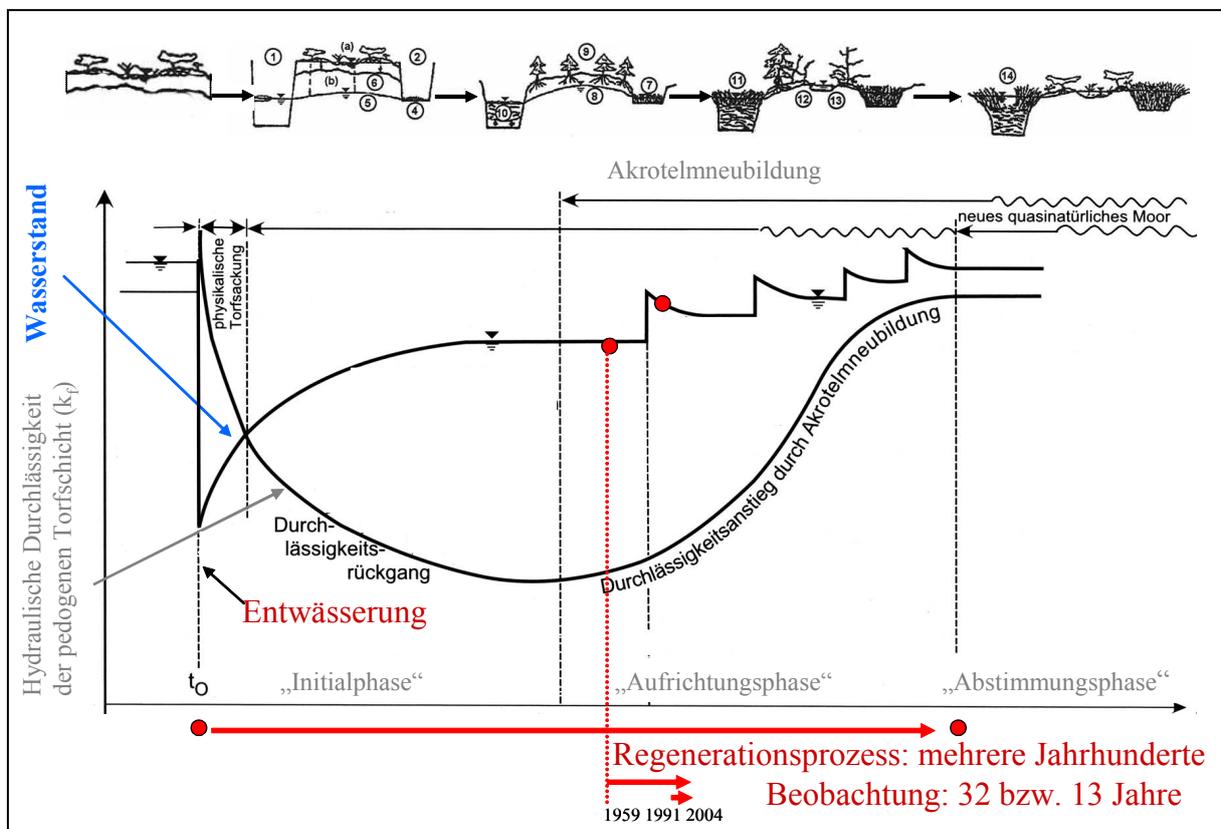


Abb. 1.1-1: Phasen autogener Regeneration in entwässerten Mooren (verändert nach EDOM 2001a)

Dass Regenerationsprozesse bei ungestörtem Ablauf nicht nur in zunehmender Häufigkeit und Fläche (= Quantität) den Zustand und die Entwicklung vom Moorökosystemen prägen, sondern auch fortgeschrittene Entwicklungsphasen (= Qualität) erreichen, ist zu erwarten. Allerdings fehlen bislang systematische Untersuchungen (u. a. Langzeitbeobachtungen) und Nachweise, wo, in welchem Umfang und unter welchen Bedingungen autogene Regenerationen ablaufen, ebenso wie praktikable **Ansprachekriterien für das Vorhandensein von Regenerationsprozessen**. Der lange Zeitraum, in denen Regenerationsprozesse von statten gehen, steht in starkem Kontrast zu den kurzen Zeiträumen, in denen ein Monitoring der Prozesse in der Regel durchgeführt werden kann (siehe Abb. 1.1-1). Welche Moor- bzw. Standortbereiche im Erzgebirge überhaupt ein – in menschlichen Planungszeiträumen – nennenswertes Potenzial für Regenerationsprozesse haben, berührt nicht nur das naturschutzfachliche, sondern in der Regel auch das land- und forstwirtschaftliche sowie regional das wasserwirtschaftliche Handeln. Einerseits regenerieren sich ohne menschliches Zutun schützenswerte Lebensräume, andererseits entwickeln sich Moorstandorte, die auf Grund ihrer Nässe und Dynamik waldfeindlich und schwer bis nicht zu bewirtschaften sind. Es ergeben sich konfliktbehaftete Situationen mit konkurrierenden Interessen und Handlungsanweisungen, ohne den Umfang und Geschwindigkeit dieser Prozesse zu kennen bzw. in einen Gesamtkontext, der zumindest eine grobe Bilanz und ökologische Einschätzung aller Moorstandorte in einer Bezugsregion umfasst, einordnen zu können (GRUNEWALD et al. 2004, EDOM et al. 2007a, EDOM et al. 2008, 2009). Als problematisch erweist sich ebenso die praktizierte, ausschließlich lokale Betrachtung schützenswerter Lebensraumtypen, naturnaher Moorfragmente und allenfalls noch deren hydrologischen Einzugsgebiete im Rahmen von NATURA 2000. Damit wird die Fragmentierung der Moore vielfach festgeschrieben.

Wenig befriedigend ist in diesem Zusammenhang auch die Situation hinsichtlich der **Berücksichtigung hydromorphologischer Strukturen**. Obwohl diese Strukturen den Wasserstrom im Moor sowie seine Interaktion mit der Umgebung, letztlich damit also den Wasserhaushalt der Moore steuern, fehlt oft bereits in den fachlichen Vorgaben zur Erstellung von Managementplänen für Moore eine obligatorische Einbindung. Erste Erkenntnisse zur Bedeutung der hydromorphologischen Struktur erzgebirgischer Moore liegen schon aus der frühen Zeit der regionalen Moorforschung vor, eine Vertiefung und Einbindung in die Revitalisierungsplanung erfolgt jedoch erst in jüngster Zeit (vgl. KÄSTNER & FLÖBNER 1933, EDOM et al. 2007a).

Moore als Stoffsenken (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor) werden durch Grundwasserabsenkung, Substratverwertung (Dünger, Heiztorf) sowie spezielle Arten der Bewirtschaftung (vgl. AUGUSTIN 2001, S. 35) zu bedeutenden **Emittenten** und entfalten damit eine ungünstige Wirkung auf den Landschaftshaushalt insgesamt. Als besonders gravierend wird auf Grund seiner globalen Wirksamkeit der Beitrag der Moore zum „global warming“ eingeschätzt. Geschätzte 30 % aller weltweiten (JOOSTEN 2006) und etwa 3-5 % der deutschlandweiten anthropogenen Treibhausgasemissionen stammen aus Mooren (DRÖSLER et al. 2008). Ursache ist die flächenhafte und intensive Nutzung von Torflagerstätten. Bedeutende Emittenten sind neben Grünland und Äckern u. a. entwässerte Wälder (DRÖSLER 2008). Moorschutz wird diese Sachverhalte zunehmend integrieren müssen (Schleswig-Holstein; TREPEL 2008). Eine Minderung der Torfzersetzung durch Wiedervernässung und eine Etablierung moorverträg-

licher Nutzungsarten (z. B. als „Wasserwälder“ oder „Wasserriede“) ist dringend geboten, zumal die Effizienz eingesetzter Mittel vergleichsweise hoch ist (JOOSTEN 2006). Auch hier stellt sich die Frage, ob es Bereiche gibt, die ein hohes Potenzial zur Regeneration haben und gleichzeitig besonders risikoreich für einzelne Bewirtschaftungsformen und damit besonders konfliktarm hinsichtlich konkurrierender Nutzungsinteressen sind.

1.2 Zielstellung und Aufgaben

Ziel der Arbeit ist es, einen Beitrag zur Erforschung der autogenen Moorregeneration zu leisten. Es soll geklärt werden, in welchem Umfang und unter welchen Bedingungen eine Regeneration nach anthropogenen Störungen in erzgebirgischen Mooren auftritt, welche Prozesse von Bedeutung sind und letztlich, ob die autogene Moorregeneration planungsrelevant ist. Da erzgebirgische Moore überwiegend in Waldlandschaften eingebettet sind, ist neben der naturschutzfachlichen auch die forstliche Relevanz dieser Erkenntnisse zu prüfen.

Auf Basis vegetationskundlicher und vegetationsökologischer Analysen, Langzeituntersuchungen und moorgesichtlicher Recherchen sind Zustand und Entwicklung der Moore zu bewerten. Hierzu sollen eigene, im Rahmen von Managementplänen und einer sachsenweiten Kartierung der potenziellen natürlichen Vegetation gewonnene Erkenntnisse (SCHMIDT et al. 2002, WENDEL in SCHMIDT et al. 2003, WENDEL in SCHINDLER et al. 2005 a-c, 2008), aber auch das in den letzten Jahren entstandene vegetationskundliche Wissen zu bewaldeten Mooren im Erzgebirgsraum (WENDEL 1992, HOMMEL 1996, GOLDE 1996, KRAUSE 1998, KRETZSCHMAR 2001, LANDGRAF 2003) gebündelt und themenspezifisch aufgearbeitet werden, um letztlich naturschutzfachliche und forstwirtschaftliche Abwägungsprozesse zu erleichtern.

Von folgenden Arbeitshypothesen wird ausgegangen:

- Autogene Regenerationsprozesse treten nicht nur in natürlichen, sondern auch in anthropogen stark degenerierten Mooren auf.
- Eine autogene Regeneration anthropogen gestörter Moore ist keine Ausnahmeerscheinung.
- Das Auftreten von autogenen Regenerationsprozessen ist eine einzelmoorspezifische, von der hydromorphologischen Struktur abhängige Erscheinung.
- Unabhängig von dem einzelmoorspezifischen Regenerationsverlauf lassen sich gemeinsame Grundmuster der Moorregeneration nachweisen.
- Autogene Regenerationsprozesse in Mooren sind für Forstwirtschaft und Naturschutz bedeutsam, werden derzeit jedoch nicht ausreichend berücksichtigt.

Abgeleitete Aufgaben:

- Erarbeitung einer Übersicht flächenmäßig bedeutender, ökologisch aussagefähiger Vegetationstypen auf Moor auf Basis von Vegetationsaufnahmen und regionalspezifischen Artengruppen

- floristische und standörtliche Charakterisierung der Vegetationstypen sowie Einordnung der Waldvegetationstypen in ein dem aktuellen Stand des Wissens entsprechendes pflanzensoziologisches System
- vegetationskundliche, standörtliche, hydromorphologische und nutzungsgeschichtliche Charakterisierung ausgewählter Moorgebiete und Einzelmoore
- Erstellung einer Übersicht zum Vorkommen von Mooren in Sachsen und nähere Charakterisierung dieser im Bereich des Erzgebirges auf Basis von PNV-Karten
- mittel- und langfristige Detailuntersuchungen zur Sukzession in den Dauerflächen von Mothhäuser Haide, Bärenlochhaide und Kriegswiese
- Erstellung einer ersten Übersicht zum aktuellen Auftreten von Regenerationserscheinungen in erzgebirgischen Mooren
- Analyse von Regenerationserscheinungen im Zusammenhang mit Standort und hydromorphologischer Struktur. Dazu Klärung der abiotischen Rahmenbedingungen für eine Moorregeneration und Einordnung in bekannte Prozessabläufe
- Analyse der Repräsentanz der erzgebirgischen Moor-Lebensgemeinschaften in NSG unter besonderer Berücksichtigung des Aspektes Regeneration
- Bewertung der Potenziale autoregenerativer Prozesse aus Sicht von Naturschutz und Forstwirtschaft sowie Ableitung von Handlungsempfehlungen

2 Charakteristik des Untersuchungsraumes und der Untersuchungsgebiete

2.1 Lage, naturräumliche Gliederung und Einordnung der Untersuchungsgebiete

Untersuchungsraum (UR) ist der sächsische Teil des Erzgebirges. Moorkundlich gehört er zum „Berglandsbezirk der Provinz subatlantisch-zentraleuropäisch minerotropher Moore der temperaten Laubwaldzone“ (JESCHKE et al. 2001). Der UR umfasst auf einer Distanz von max. 132 km (SW → NO) bzw. 44 km (SO → NW) die gesamte Nordabdachung des Erzgebirges sowie Teile der Kammlagen und damit Höhen zwischen 270 m und 1214 m ü. HN (BASTIAN et al. 2002). Seine Fläche beträgt 3655 km². In fünf Untersuchungsgebieten (UG, 1054 ha) fanden detaillierte vegetations- und moorkundliche Untersuchungen statt. Sie beziehen 30 separate Moorkörper ein, deren vernässtes Umfeld sowie Teile der dazugehörigen hydrologischen Einzugsgebiete (EZG). Außerhalb der UG existiert eine Anzahl weiterer Probeflächen, in denen flankierende Untersuchungen stattfanden. In wenigen Fällen liegen sie im Tiefland (siehe Abb. 2.1-1).

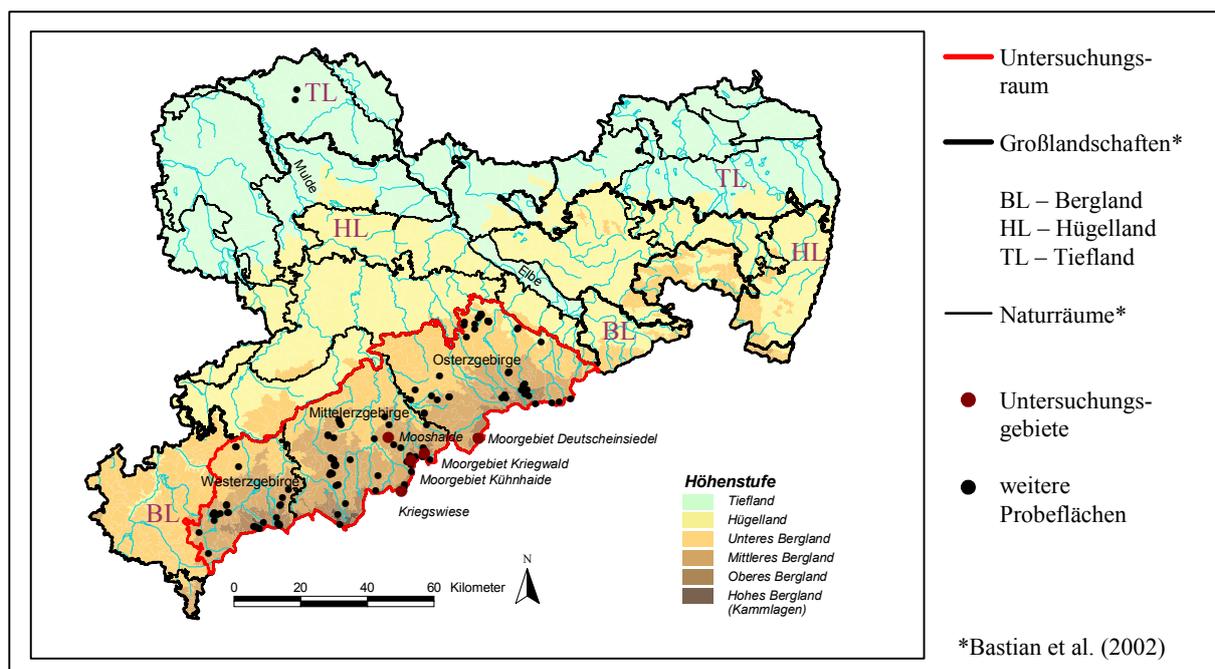


Abb. 2.1-1: Lage des Untersuchungsraumes Erzgebirge, der fünf Untersuchungsgebiete und der weiteren Probeflächen

Dem Osterzgebirge wird das UG „Moorgebiet Deutscheinsiedel“ zugeordnet, dem Mittel-erzgebirge die UG „Moorgebiet Kriegswald“, „Moorgebiet Kühnhaide“, „Mooshaide bei Marienberg“ und „Kriegswiese“. Bis auf erstgenanntes UG gehören alle zur Moorregion um Sebastiansberg und Reitzenhain (Übersicht der UG und Moore in Tab. 2.1-1).

Moorgebiet Deutscheinsiedel (TK 5346, 5347)

Das UG befindet sich 0,5 km nordöstlich von Deutscheinsiedel in einer Höhenlage zwischen

715 und 750 m ü. HN und ist etwa 127 ha groß. Seine Abgrenzung entspricht weitgehend dem Gebietsumgriff des FFH-Teilgebietes „Deutscheinsiedler Moor- und Nasskomplex“ (SCI 004E). Es existieren acht Moorkörper, die zur besseren Orientierung teilweise neu benannt wurden (SCHINDLER et al. 2005a): Brandhübelmoor, Oberes und Unteres Teichhübelmoor, Badwegmoor, Nasses Fichzig, A-Flügelmoor, Bornmoor, Zwischenmoor an der Schweinitz.

Tab. 2.1-1: Übersicht der Untersuchungsgebiete und der dort eingebetteten Moore

Moorgebiet Deutscheinsiedel	Moorgebiet Kühnhaide
Unteres Teichhübelmoor	Mothhäuser Haide
Brandhübelmoor	Erlhaide
Oberes Teichhübelmoor	Südliche Stengelhaide
A-Flügelmoor	Östliche Stengelhaide
Badwegmoor	Westliche Stengelhaide
Bornmoor	Bauernhaide
Nasses Fichzig	Untere Bärenlochhaide inkl.
Zwischenmoor an der Schweinitz	Obere Bärenlochhaide
	Gründelhaide
Moorgebiet Kriegswald	Teichhaide
Hühnerhaide - Ost	Herrenhaide
Hühnerhaide - Mitte	Stinkenhaide
Hühnerhaide - West	Lange Haide
Krünigshaide (inkl. Torfstich)	Hohe Haide
Lehmhaide (westl. Teil)	Kolbemoor
	Torfstich Stengelhaide
Kriegswiese	
Kriegswiese (nur ein Moorkörper)	Mooshaide
	Mooshaide (nur ein Moorkörper)

Moorgebiet Kriegswald (TK 5345, 5445)

Das ca. 150 ha große UG ist zweigeteilt. Der Südteil, etwa 0,5 km westlich von Rübenau gelegen, umfasst die aus drei Moorkörpern bestehende „Hühnerhaide“. Sie befindet sich 730 bis 750 m ü. HN. Der Nordteil befindet sich 1 km nordwestlich Rübenau, ca. 775 bis 820 m ü. HN. Eingeschlossen sind die Moore „Lehmhaide“ und „Krünigshaide“ (SCHINDLER et al. 2005b). Die Abgrenzung des UG ist in weiten Bereichen mit den Gebietsteilen des FFH-Gebietes „Kriegswaldmoore“ identisch (SCI 264). Hühner- und Krünigshaide gehören zum gesamtstaatlich repräsentativen Gebiet „Moore und Bergwiesen bei Kühnhaide – Satzung“ (STEFFENS & GREBEDÜNKEL 2007).

Moorgebiet Kühnhaide (TK 5345, 5445)

Das mit über 680 ha größte UG schließt ein zusammenhängendes, etwa 0,5 km nördlich von Kühnhaide gelegenes Moorgebiet weitgehend ein. Untersucht wurden 15 Moorkörper: u. a. Kolbemoor, Mothhäuser Haide, Teich-, Bauern-, Erl-, Gründel-, Stinken-, Untere inkl. Obere Bärenlochhaide, Hohe Haide, Westliche Stengelhaide, Torfstich Stengelhaide sowie Südliche und Östliche Stengelhaide (SCHINDLER et al. 2008). Höhenlagen von 729 bis 793 m ü. HN

werden erreicht. Der Gebietsumfang des UG ist nahezu deckungsgleich mit dem FFH-Gebiet „Mothhäuser Heide“ (SCI 007E) und bezieht das NSG „Mothhäuser Heide“ ein. Das UG gehört zum gesamtstaatlich repräsentativen Gebiet „Moore und Bergwiesen bei Kühnhaide – Satzung“. Die Mothhäuser Heide wird als eines von vier sächsischen Mooren als bundesweit bedeutsamer Moorkomplex geführt (STEFFENS & GREBEDÜNKEL 2007, DIERSEN 2007).

Kriegswiese bei Satzung (TK 5445)

Das 39 ha große UG erfasst mit dem nahezu kreisrunden Moorkörper der Kriegswiese nur einen kleinen Ausschnitt des Moorkomplexes, der bis zur Schwarzen Haide reicht. Es ist das höchstgelegene UG (880 bis 902 m ü. HN) und Bestandteil des NSG „Schwarze Heide / Kriegswiese“ und des FFH Gebietes „Moore und Moorwälder bei Satzung“ (SCI 263).

Mooshaide bei Marienberg (TK 5345)

Das UG umfasst 54 ha. Es ist identisch mit dem SCI „Moosheide bei Marienberg“ (SCI 261) und schließt ein weitgehend ausgetorfes Moor mit einer Fläche von ca. 20 ha ein. Es befindet sich unmittelbar südwestlich der Marienberger Stadtgrenze in einer Höhe von 630 bis 650 m ü. HN (SCHINDLER et al. 2005c).

2.2 Geologie und Böden

Untersuchungsraum Erzgebirge

Im Osterzgebirge herrschen Para- und Orthogneise vor. Zumindest von lokaler Bedeutung sind Rhyolithe (z. B. bei Altenberg) und Sandsteine (z. B. im Tharandter Wald). Das Mittel-erzgebirge ist zweigeteilt, im unteren Bergland wird der Gebirgsstock von Phylliten und Glimmerschiefern bestimmt, in den oberen Lagen dagegen von Paragneisen. Im West-erzgebirge dominieren Phyllite, Schiefer und Granite, letztere treten in zentraler Lage auf (Eibenstocker Turmalingranit, Kirchberger Granit, LFUG 1992). Basische Gesteine sind im Erzgebirge sehr selten, zu den markantesten Vorkommen gehören Kalk (z. B. bei Lengfeld), Basalt (z. B. Scheibenberg) und Serpentin (z. B. bei Zöblitz). Insgesamt ist die Nährstoffausstattung der Grundgesteine gering (vgl. NEBE 1964, 1970). Mit ausgeprägten Grundwasserleitern im Gebirgsstock ist nur bei Sandsteinen zu rechnen. Hydrologisch bedeutsam ist die regional verschiedene Klüftung des Grundgebirges.

Die vorherrschenden Bodengesellschaften spiegeln die geringe Nährstoffausstattung in einer charakteristischen Weise wider. Im Osterzgebirge findet sich überwiegend Hangsandlehm-Braunerde (z. T. lößbeeinflusst), lokal – auf Rhyolith und Sandstein – Hangsandlehm-Braunerde-Podsol. Das Mittel-erzgebirge wird in den unteren Lagen von Hanglehm-Podsol-Braunerde, in den oberen Lagen von Hangsandlehm-Braunerde geprägt. Im West-erzgebirge dominieren Hanglehm-Podsol-Braunerde und Hangsandlehm-Braunerde-Podsol, letzterer auf Granit (LFUG 1993). Die Charakteristik der Böden in den einzelnen UG stützt sich auf die Ergebnisse der forstlichen Standortskartierung (FSK; KARST et al. 1979, KARST 1988).

Moorgebiet Deutscheinsiedel

„Normaler sowie körniger, lokal streifiger Muskovitgneis (Rotgneis)“ bildet das Grundgebirge. Bachmulden sind mit „geneigtem Wiesenlehm“ ausgekleidet. Das Grundgebirge ist von Störungen durchzogen, die möglicherweise hydrologisch bedeutsam sind. Ein Großteil des UG wird von Torfen eingenommen. Unter den acht Moorkörpern erreichte das Brandhübelmoor mit 4,6 m die stärkste Torfauflage (HAZARD 1888, GRAHMANN 1947, LEGLER & REIBMANN 2001). Torfabbau hat die natürliche Struktur des Brandhübelmoores stark verändert.

Die mineralischen Böden im EZG bestehen aus steinigem, stark grusigem sandigem Lehm, Lehm oder lehmigem Schluff mit höherem Steingehalt im Unterboden. Sie sind mittel- bis tiefgründig, gehören der periglazialen Normalserie an und können verlagerten, ehemaligen Löß enthalten. Kleinflächig vorhandene, stärker herausmodellerte Hangrücken sind unvernässt. Es überwiegt die mäßig nährstoffversorgte „Oelsengrunder Gneis-Braunerde“ in einer mittelfrischen Ausprägung (Standortsgruppe TM2 – Näheres siehe Abkürzungsverzeichnis). Nach SCHWANECKE (1993) ist die Nährstoffversorgung dieser Lokalbodenform (LBF) leicht überdurchschnittlich (M^+). Eine abflusshemmende Geländemorphologie mit geringer Hangneigung und flächigen Muldenlagen, große hydrologische Einzugsgebiete sowie Staukörper im Unterboden (dichtgelagerte, feinerdereiche Umlagerungszone) bewirken, dass Böden als mineralische oder organische Nassstandorte (NM1, NM2 oder OZ3) ausgebildet sind. Auf mineralischen Nassstandorten dominiert der stark humose „Oelsengrunder Gneis-Humusstaugley“ in einer feucht-zügigen Ausprägung (NM2⁺). Die Torflager wurden als ziemlich armes, staunasses „Reitzenhainer Moor“ (Torf > 0,8 m; OZ3) erfasst. Nach KOPP & SCHWANECKE (1994, S. 32, 57, 92) entspricht das einer Tiefenstufe im Frühjahr von 0,35 m u. F. (> 0,2-0,5 m, „grundwasserbeherrscht“).

Moorgebiet Kriegswald

Im Nordteil des UG umgibt „körnig schuppiger, flasriger Gneis“ (Marienberger Gneis bzw. Graugneis) hufeisenförmig die Krünigshaide. Südlich, im gesamten Umfeld der Lehmhaide besteht das Grundgebirge aus „lang flasrigem Gneis (turmalinführend)“ und „Augengneis (z. T. geflasert)“ (REINISCH 1926). Die Mulden der Krünigs- und Lehmhaide werden von bis zu 3,8 m starken Torfen bedeckt. Die westliche Krünigshaide ist durch Torfabbau überprägt. Am Lehmhaider Bach befindet sich eine lang gestreckte Zunge mit „lehmig steinigen Abschwemm Massen an Gehängen“. Im Südteil dominiert „zweiglimmiger Flaser- und Augengneis“, hinzu kommt im äußersten Süden „biotitführender roter Gneis vorwiegend mit langflasriger, knotiger Textur“. Torfe erreichen maximal 4,1 m Mächtigkeit (ROST & HEMPEL 1947a/b/c). „Wiesenlehm“ findet sich am Königshaubächel (HAZARD 1886).

Die unvernässten Böden in den EZG des nördlichen UG sind der periglazialen Normalserie zuzurechnen („Pfaffrodaer Gneis-Braunerde“, TM2). Die Nährstoffversorgung ist leicht überdurchschnittlich (M^+ ; SCHWANECKE 1993). Die zentralen Moorteile wurden dem „Reitzenhainer Moor“ zugeordnet (OZ3). Sie sind von flachgründigen organischen Nassböden („Satzunger Gestein-Moorstaugley“, Humus bzw. Torf 0,2-0,4 m) in einer „staunass-zügigen“ Ausprägung umgeben (OZ3z). Auch diese Ausprägung ist „grundwasserbeherrscht“ (siehe Deutscheinsiedel). Die unvernässten Randbereiche des südlichen UG gehören der „Oelsengrunder

Gneis-Braunerde“ an (TM1). Kleinflächig tritt im Süden der gering nährstoffversorgte „Kühnhaiden Gneis-Braunpodsol“ auf (TZ2). Eine steinige Umlagerungszone im oberen Bodenprofil, welche die Nährkraft des Bodens absenkt, ist typisch. Ein Großteil des südlichen UG ist mehr oder weniger stark vernässt. Zentral, auf einer Wasserscheide gelegen, befindet sich der Torfkörper („Reitzenhainer Moor“, OZ3). Er ist von einem schmalen Gürtel mineralischer Nassstandorte umgeben, der im Süden vom „Oelsengrunder Gneis-Staugley“ (NM2⁺) und sonst vom „Forchheimer Gneis-Anmoorstaugley“ (staunass-zügig, NM1⁺) gebildet wird.

Moorgebiet Kühnhaiden

Das Grundgebirge des UG wird ausschließlich von Rotgneisen gebildet und ist relativ großflächig und einfach strukturiert. Im Norden herrscht „Grossflaseriger Gneis“ vor. Eine von Nordosten aus Richtung Krünigshaiden hereinlaufende Störungsgrenze („Kriegswalder Verwerfung“, CREDNER 1887) tangiert die Mothhäuser Haiden südlich und trennt vorgenannten Gneis vom östlich anstehenden „lang flasrigem Gneis“ (turmalinführend) bzw. dem identischen „biotitführenden rothen Gneis“ (HAZARD 1886, REINISCH 1926). Die Störung dürfte mit einer verstärkten Kluftwasserbildung im Grundgebirge und folglich einer lokal verstärkten Versickerung bzw. Quellwasserspeisung einhergehen. Nahe der östlichen Waldkante und deren Fortsetzung in der westlichen Stengelshaiden ist ein breiter Streifen zweiglimmiger Flaser- und Augengneis eingebettet. „Wiesenlehm“ findet sich entlang der meisten Bäche. Alle Muldenlagen sind mit einem zusammenhängenden und für die Region sehr großflächigen Torflager ausgekleidet. Die mit 8,2 m mächtigsten Torfe weist die Mothhäuser Haiden auf (MÖBUS 1947, WEINCK et al. 1881 in EDOM 1991). Durch lokalen Torfabbau beeinträchtigt sind: Mothhäuser Haiden, Teich-, Herren- und Stengelshaiden.

Die unvernässen Kuppen, Hänge, Rücken und Plateaus werden von Braunerden und Braunpodsoln eingenommen, wobei Böden der periglazialen Decknormalserie dominieren („Neuhausener Gneis-Braunpodsol“ – flachgründig, Rücken; „Kühnhaiden Gneis-Braunpodsol“). Hinzu kommen Böden der periglazialen Normalserie (Pfaffrodaer, Oelsengrunder, Rothenthaler Gneis-Braunerde). Trotz deutlicher Reliefunterschiede wurden ausschließlich „mittel-frische“ Ausprägungen kartiert (TZ2, TM2). Die mineralischen Nassstandorte im Umfeld der Moore bilden meist schmale Gürtel. Mit wachsendem Feuchtegradienten und zunehmender Humusaufgabe lassen sich differenzieren: „Pfaffrodaer Gneis-Humusstaugley“ (NM2⁺), „Forchheimer Gneis-Anmoorstaugley“ (NM1⁺) und „Satzunger Gestein-Moorstaugley“ (NZ1⁺). Nur kleinflächig erfasst wurde der im Gradienten anschließende Bereich geringmächtiger Moorböden („Herrnhaiden Staugleymoos“ 0,4-0,8 m Torf, je nach Neigung OZ3, OZ3z). Die zentralen und überwiegenden Teile der Moore wurden als „Reitzenhainer Moor“ klassifiziert, je nach Feuchte- und Nährkraftstufe und Neigung als OA2, OZ3 oder OZ3z. Die Mothhäuser Haiden ist neben der Kriegswiese eines von 30 Mooren, das kartierwürdige Bereiche (>1 ha) mit der Wasserhaushaltsstufe „sumpfig“ ausweist (KOPP & SCHWANECKE 1994: Tiefenstufe im Frühjahr 0,1 m u. F. / 0,0-0,2 m = „grundsumpfig“).

Moosshaiden bei Marienberg

Im UG überwiegt „Zweiglimmiger Gneis (Marienberger Hauptgneis)“, zu dem lokal Platten-

gneis tritt. Der Marienberger Hauptgneis fällt bei einem Vergleich mit den Mittelwerten der Graugneisgruppe durch eine leicht erhöhte Calcium- und Magnesiumausstattung und deutlich erhöhte Phosphorgehalte auf (NEBE 1964). Im regionalen Vergleich macht sich dies durch eine starke ackerbauliche Nutzung des Umfeldes bemerkbar. Der zentrale Teil wird von Torf eingenommen, dessen maximale Mächtigkeit 3,5 m betragen haben soll. Nahezu der gesamte Torfkörper wurde durch Torfabbau überprägt und ist in Abbaustufen gegliedert. Im Ostteil tritt der sonst vom Torf bedeckte „Geneigte Wiesenlehm“ zutage (GÄBERT 1903).

Die unvernässten Randbereiche der Mulde wurden im Wald als „Pfaffrodaer Gneis-Braunerde“ (TM2) erfasst, im Offenland als „Berglehm-Braunerde und Berglehm-Braunstaugley“ (NEUHOF et al. 1980). Im Wald wird der Moorkörper ringförmig von „Forchheimer-Gneis-Anmoorstaugley“ umgeben (NM1⁺), im Offenland von „Berglöß-Amphigley und Berglehm-Gley“. Das Moor selbst wurde als „Reitzenhainer Moor“ (OZ3z) typisiert.

Kriegswiese bei Satzung

Das UG umfasst den besterhaltenen Teil eines Moorgebietes, das sich bis zur Schwarzen Haide erstreckt. Die bis zu 3 m mächtigen Torfe lagern auf „Körnig-schuppigem Muskovitgneis“. Eine nach Ost führende Mulde ist von „Wiesenlehm“ ausgekleidet (HAZARD 1886).

Informationen zu den Böden liegen nur auf deutscher Seite vor, im unvernässten, nördlichen EZG handelt es sich um „Neuhausener Gneis-Braunpodsol“ (NZII). Der Moorkörper wurde auf 12 ha als sumpfiges „Reitzenhainer Moor“ (OA2) erfasst, ist also noch sehr nass. Im Westen schließt sich großflächig, im Norden als schmales Band „Forchheimer-Gneis-Anmoorstaugley“ an (NMI). Östlich, in der Mulde befinden sich Herrnhaiders Staugleymoos (OZ3) und – randlich – Rothenthaler Gestein-Humusstaugley (NMI). Die natürliche Moorstruktur wurde von Westen, Süden und Osten durch randlichen Torfabbau verändert.

2.3 Klima

Die zunehmende Meereshöhe im UR von den unteren Berglagen zu den Kammlagen (max. Höhendifferenz ca. 900 m) bewirkt starke vertikale Gradienten der Klimaparameter. Die Charakteristik der „forstlichen Klimastufen“ verdeutlicht dies (Tab. 2.3-1).

Tab. 2.3-1: Höhenlage und Kennwerte der Klimastufen im Untersuchungsraum Erzgebirge

Forstliche Klimastufe	Höhenlage (m ü. NN)	Mittlere jährl. Lufttemperatur (°C)	unkorr. mittlerer jährl. Niederschlag (mm / a)
Kammlagen feucht (Kf)	>800	≤ 4,8	≥ 1.000
Höhere Berglagen feucht (Hf)	650-850	4,5-5,8	850-1.100
Mittlere Berglagen feucht (Mf)	450-700	5,2-7,0	800-1.000
Untere Berglagen / Hügelland feucht (Uf)	130-500	6,5-8,2	700-900

Quelle: GEMBALLA (2004)

Die Niederschlagsmengen variieren zudem durch Luv-Lee-Effekte (vgl. BERNHOFER et al. 2008). Den „Kammlagen“ ist das UG Kriegswiese, den „Höheren Berglagen“ die UG

Deutscheinsiedel, Kriegswald und Kühnhaide, den „Mittleren Berglagen“ das UG Mooshaide zuzuordnen (Basis: SCHWANECKE 1996). Klimaparameter der einzelnen UG für den Zeitraum 1969 bis 1990 enthält Tabelle 2.3-2.

Tab. 2.3-2: Höhenlage und Klimaparameter der Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiet	Höhenlage (m ü. HN)	mittl. jährl. Lufttemperatur (°C)	mittl. jährl. korr. Niederschlag (mm/a)	Klimatische Wasserbilanz (mm/a)
Deutscheinsiedel	715-750	5,6	1110	580
Kriegswald	730-820	5,6	1070	540
Kühnhaide	729-793	5,6	1050	520
Mooshaide	630-650	6,4	1030	520
Kriegswiese	880-902	4,8	1160	650

Klimawerte 1961 bis 1990 wurden anhand der Daten von BERNHOFER et al. (2008) durch Mittelung von Minimal und Maximalwert je UG berechnet und für Niederschlag / Wasserbilanz gerundet

Für die Kammlagen des UR erbrachte ein Vergleich von Klimawerten (Messperioden: 1961-1990 und 1991-2004) eine Zunahme der mittleren Niederschläge im gesamten Jahr (5 %), im Sommer, Herbst und Winter (je 7 %, 11 %, 7 %) sowie eine Abnahme im Frühjahr (4 %). Die Zunahme im Sommer wurde durch den Extremniederschlag 2002 verursacht. Die mittlere Temperatur stieg im gesamten Jahr (0,8 °C), im Sommer, Winter und Frühjahr (je 0,9 °C, 0,7 °C, 1,1 °C). Im Herbst blieb sie unverändert. Im Westgebirge stiegen die Maximalwerte der klimatischen Wasserbilanz (= Niederschlag - potenzielle Verdunstung) im Winterhalbjahr sowie im gesamten Jahr und sanken im Sommerhalbjahr (BERNHOFER et al. 2008). JANETZKY (1999) stellte für das UG „Kühnhaide“ im Zeitraum von 1951 und 1998 eine Temperaturzunahme um < 0,1 °C/Jahrzehnt (gesamt < 0,5 °C) und seit 1971 um 0,2 °C/ Jahrzehnt fest. Die Niederschlagssummen erhöhten sich je nach Bezugsstation (Kühnhaide, Jöhstadt, Reitzenhain, Geisingberg, Zinnwald) um 5 bis 30 mm/Jahrzehnt (gesamter Zeitraum: ca. 23 bis 141 mm; Trends meist ohne signifikante statistische Absicherung).

2.4 Immissionen

Das Erzgebirge unterliegt seit etwa 1960 in erheblichem Maße SO₂-Immissionen, deren Hauptquelle das böhmische Braunkohlerevier am südlichen Gebirgsfuß ist. Waren 1968 überwiegend das Osterzgebirge und östliche Mittelerzgebirge mit den Moorgebieten Deutscheinsiedel und Kühnhaide sowie der Kriegswiese von Waldschäden betroffen, weiteten sich die Schäden bis 1990 fast auf den gesamten Gebirgszug aus (LIEBOLD & DRECHSLER 1991 in THOMASIVS & HARTIG 1992). Die SO₂-Konzentration betrug Mitte der 1980er Jahre häufig 80 µg/m³ (Richtwert 20 µg/m³). Zur „Schadzone I extrem“ (katastrophale Schäden) gehörten 1990 die Kriegswiese und das Moorgebiet Deutscheinsiedel, zur „Schadzone I“ (starke Schäden) die Moorgebiete Kriegswald und Kühnhaide, zur „Schadzone II“ (mittlere Schäden) die Mooshaide. Seit 1992 ist ein Absinken der SO₂-Konzentrationen zu verzeichnen, wobei es im Winter 1995/96 entgegen dem Trend zu starken Konzentrationsspitzen kam,

die in Kombination mit meteorologischen Extrema starke Waldschäden nach sich zogen. 1998 wurde der kritische Konzentrationswert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erstmals unterschritten (SMUL 1996, 1999, 2007b). Hoch sind die aktuellen N-Einträge mit 15-45 kg/ha*a (SMUL 2004), abnehmende Trends sind nicht zu festzustellen (SMUL 2007a). Hohe Konzentrationen werden auch bei Ozon erreicht. Betroffen sind insbesondere Waldgebiete, die fern von Ballungsgebieten liegen (Carlsfeld, Zinnwald 1996 bis zu $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Olbernhau 2002 ca. $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SMUL 1997, 2004).

2.5 Potenzielle Natürliche Vegetation und Aktuelle Vegetation

Die **Potenzielle Natürliche Vegetation** (PNV, Definition siehe SCHMIDT et al. 2002) des UR würde von einer höhenklimatisch geprägten, großräumigen Abfolge überwiegend buchengeprägter Leitgesellschaften bestimmt:

- Hainsimsen-Eichen-Buchenwäldern in den unteren Berglagen,
- Hainsimsen-(Tannen-Fichten-)Buchenwäldern in den mittleren Berglagen sowie
- Wollreitgras-Fichten-Buchenwäldern und
- Wollreitgras-Fichtenwäldern in den oberen Berglagen und Kammlagen.

Vegetationskomplexe aus Moor-, Bruch- und Wollreitgras-Fichtenwäldern sind vor allem in den oberen Lagen und Kammlagen eingebettet. Sie haben ihre Verbreitungsschwerpunkte um Deutscheinsiedel, Kühnhaide / Satzung, Geyer, Carlsfeld und Muldenberg. Bis auf die Mooshaide gehören alle UG hierzu (SCHMIDT & WENDEL 2007).

Die PNV der fünf UG wäre wie folgt beschaffen (WENDEL in SCHMIDT et al. 2003):

Unvernässte Standorte würden je nach Höhenlage vom Eichen-Buchenwald (Mooshaide), hochmontanen Wollreitgras-Fichten-Buchenwald (Moorgebiete Kriegswald, Deutscheinsiedel, Kühnhaide) oder Wollreitgras-Fichtenwald (Kriegswiese) beherrscht. Mineralische Nassstandorte sind potenzieller Wuchsort des Wollreitgras-Fichtenwaldes, je nach Feuchtegrad in verschiedenen Ausbildungsformen (AF) mit Rasenschmiele, Torfmoosen oder Waldschachtelhalm. Nur im Bereich von Stengel- und Mooshaide könnte der trophisch anspruchsvollere Montane Sumpfdotterblumen-Erlenwald auftreten. Organische Nassstandorte würden aufgrund der entwicklungsgeschichtlich bedingten, edaphischen sowie hygischen Differenzierung der Moorkörper sowie deren mehr oder minder starken geländemorphologischen Zergliederung selbst innerhalb einer Standortseinheit von verschiedenen Gesellschaften eingenommen. Je nach standortkundlicher Feuchte- und Nährkraftstufe wären dies:

- Moorkiefern-Moorgehölz auf mächtigen Torfauflagen der Feuchtestufe „sumpfig“ und der Nährkraftstufe „arm“ (Mothhäuser Haide, Kriegswiese).
- (Fichten-)Spirken-Moorwald auf ähnlichen Standorten wie zuvor (nur Mothhäuser Haide).
- Fichten-Moorwald auf mächtigen, „nassen“, „ziemlich armen“ Torfauflagen – diese Gesellschaft wäre auf Grund des heutigen Moorzustandes in fast allen Mooren prägend (außer Kriegswiese, Mothhäuser Haide). Meist handelt es sich um eine degradierte, beerstrauchreiche AF; nur in der Mothhäuser Haide und Krünigshaide würde die typische AF feuchterer Standorte flächig auftreten.

- Wollreitgras-Fichtenwald in einer Torfmoos-AF auf meist gering mächtigen, „nassen“ und „ziemlich armen“ Anmoor- und Torfböden in allen Moorrandbereichen.
- Moorbirken-Moorgehölz- und -Moorwald in „sumpfigen“ und „nassen“, „ziemlich armen“ Senkenlagen alter Torfabbauf Flächen. Meist dürfte es sich um eine seggenreiche AF handeln, die im Übergangsbereich zu offenen Zwischenmooren vorkommt und deshalb instabil ist (vgl. auch SCHMIDT et al. 2002), aber zugleich auch von anderen fichten- oder moorkiefernreichen Gesellschaften gemieden wird.
- Verschiedene Gesellschaften der offenen, schwach nährstoffversorgten Zwischenmoore in stark „sumpfigen“ Senken und Rieselwasserbahnen, die in Torfabbauf Flächen oft mit vorgenannten Waldgesellschaften mosaikartig oder zониert auftreten.

Insgesamt geben die kartierten PNV-Einheiten (definitionsgemäß) einen entwässerungsbedingt ausgetrockneten, naturschutzfachlich ungünstigen Zustand der meisten Moore wieder. Sie verkörpern überwiegend bewaldete Moorentwicklungsstadien.

Die **aktuelle Vegetation** des UR wird überwiegend von Fichtenbeständen geprägt. Nur in den Kammlagen und auf Nassstandorten ist diese Bestockung naturnah. *Fagus sylvatica* kommt vergleichsweise selten vor, noch mehr gilt dies für *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Ulmus glabra*. *Abies alba* ist auf Grund ihrer Seltenheit vom Aussterben bedroht. Alle fünf UG sind mehr oder minder stark bewaldet. Die Mooshaide befindet sich als einziges Moor in einer waldarmen Landschaft – südlich grenzen extensiv genutzte Wiesen, westlich dagegen Äcker und Intensivgrünland an. Die Wälder im Umfeld der Kriegswiese sind bis heute teils durch Immissionen zerstört, so dass dieses Moor keinen Windschutz genießt. Südlich erstreckt sich Richtung Schwarzwasser ein Band sehr nasser, natürlich waldfreier Seggenrieder. *Picea abies*-Bestände dominieren im Moorgebiet Kühnhaide, in den anderen Mooren haben sie mehr oder minder hohe Anteile. Auf terrestrischen Standorten handelt es sich um naturferne Fichtenforste, auf Nassstandorten um mehr oder minder naturnahe Fichtenwälder. Autochthone Moorkiefernbestände sind nur noch in der Mothhäuser Haide und der Kriegswiese anzutreffen. Naturnahe Buchenbestände treten kleinstflächig auf. Nennenswert groß ist nur der Bestand am Steinhübel nahe der Lehmhaide. In den stark immissionsgeschädigten Moorgebieten Deutscheinsiedel und Kriegswald sowie der Kriegswiese kommen in erheblichem Maße gebietsfremde Baumarten wie *Pinus contorta* vor. Sekundärbestockungen mit *Betula pubescens* und *B. pendula* sind typisch für Torfabbauf Flächen (Krünigs-, Stengel-, Mooshaide) und ehemalige Immissionsschadflächen (Moorgebiet Deutscheinsiedel).

3 Material und Methoden

3.1 Versuchsanlage

Untersuchungsobjekt sind Moore und das mit den Mooren in einem hydrologischen Zusammenhang stehende, nässegeprägte Umfeld. Grundannahme für die Auswahl der Untersuchungsgebiete ist, dass Regenerationsprozesse von verschiedenartigen anthropogenen Einflüssen sowie von moorspezifischen Standortseigenschaften ausgelöst werden und zudem eher kleinflächig wirksam sind. Hieraus und aus der Aufgabenstellung (Kap. 1.2) werden folgende Auswahlkriterien für Untersuchungsraum und Untersuchungsgebiete abgeleitet:

- Regenerationserscheinungen: Eigenheiten von Standort (z. B. verlandende Gräben) und Vegetation (z. B. nässebedingtes Absterben von Bäumen) lassen den Schluss zu, dass anthropogen ausgelöste Regenerationsprozesse zumindest lokal ablaufen.
- Geologische Verhältnisse: Die Beschaffenheit des Grundgebirges sollte relativ homogen sein und damit praktikable Analysen zum Standortfaktor Wasser ermöglichen (z. B. gut abgrenzbare hydrologische Einzugsgebiete).
- Standortliche Verhältnisse i. e. S.: Um eine ausreichende Standortvielfalt und zudem eine größere Zahl an Regenerationsbereichen zu repräsentieren, müssen die Moore großflächig, vielfältig strukturiert und zumindest in Teilen auch oligotroph sein.
- Standortliche Verhältnisse i. w. S.: Die Einwirkung weiterer Umweltfaktoren (Klima, Immissionen) auf die UG soll keine großen Unterschiede aufweisen, um die Vielfalt der Faktoren, welche die Regenerationsprozesse zwar nicht auslösen, aber beeinflussen, gering zu halten.
- Anthropogene Einflüsse und Strukturen: Die naturräumlich wichtigsten Eingriffsarten und die zumeist anthropogen geprägten Waldstrukturen sowie verschiedene Eingriffintensitäten sind widerzuspiegeln.
- Administrative Verhältnisse: Die Untersuchungsobjekte müssen forstwirtschaftlich und naturschutzfachlich relevant sein.

Als **Untersuchungsraum** dient das geologisch relativ einheitliche Erzgebirge. Die Suche nach geeigneten **Untersuchungsgebieten** konzentrierte sich auf das Mittel- und angrenzende Osterzgebirge mit den hier vorhandenen großflächigen und vielfältig strukturierten Mooren sowie ähnlichen Rahmenbedingungen bezüglich Geologie, Klima und Immissionen. Entscheidend für die engere Auswahl der UG (Abb. 2.1-1, S. 6) war das Vorkommen von Regenerationserscheinungen, der Status als FFH-Gebiet und eine unterschiedliche Konstellation weiterer anthropogener Kriterien (Tab. 3.1-1). Die UG umfassen u. a. drei „**ausgewählte Moore**“ (Mothhäuser Haide, Bärenlochhaide, Kriegswiese) mit Dauerflächen.

In Gebieten mit mehreren Teilmooren sind letztere als räumliche Analyseeinheit abzugrenzen (Methodik in Kap. 3.2.3). Die Teilmoore eines solchen **Moorgebietes** werden als „**Moorkörper**“ bezeichnet.

Um eine hinreichende Informationstiefe und zugleich eine repräsentative und verallgemeinerbare Datenbasis zu erhalten, besitzt die Anlage des Versuchs verschiedene Skalenebenen. Detaillierte, punktuelle Datenerhebungen finden in o. g. ausgewählten Mooren statt, flächen-

deckende Erhebungen hingegen in den UG. Auf der Ebene des UR werden Bilanzen erstellt, anhand derer geprüft werden kann, inwieweit die Ergebnisse der beiden anderen Ebenen verallgemeinerbar sind.

Tab. 3.1-1: Untersuchungsgebiete differenziert nach anthropogenen Einflüssen und Strukturen

Untersuchungsgebiet	Anthropogene Einflüsse und Strukturen
Moorgebiet Deutscheinsiedel	ganzflächige Entwässerungssysteme; flächig bewirtschaftet; hoher Anteil monostrukturierter Bestände; <i>Betula pubescens</i> , <i>Picea abies</i>
Moorgebiet Kriegswald	ganzflächige Entwässerungssysteme, flächig bewirtschaftet; hoher Anteil monostrukturierter Bestände; <i>Pinus contorta</i> , <i>Picea abies</i>
Moorgebiet Kühnhaide	ganzflächige Entwässerungssysteme; teilflächig unbewirtschaftet; hoher Anteil an Beständen, die horizontal- und vertikal vielfältig strukturiert sind; <i>Pinus rotundata</i> , <i>Picea abies</i>
Mooshaide	überwiegend Torfstich; teilflächig unbewirtschaftet; hoher Anteil an Beständen, die horizontal und vertikal vielfältig strukturiert sind; <i>Betula spec.</i> , <i>Picea abies</i>
Kriegswiese	nur in Peripherie Torfstich und Entwässerungssysteme; flächig unbewirtschaftet; hoher Anteil an Beständen, die horizontal vielfältig und vertikal strukturarm sind; <i>Pinus rotundata</i>

Jede Raumebene umfasst mehrere Zeitebenen (Abb. 3.1-1), um Veränderungen erfassbar zu machen und Prozesse sowie Prozessursachen die in verschiedenen Raumebenen wirken (lokale Wiedervernässung, regionale Immissionen) zu separieren:

- Raumebene 1 – ausgewählte Moore: vegetationskundliche Langzeitbeobachtung zur Sukzession in vorhandenen Dauerflächen (Mothhäuser und Bärenlochhaide sowie Kriegswiese; insgesamt 19 Dauerbeobachtungsflächen mit darin liegenden 50 Dauerquadraten),
- Raumebene 2 – Untersuchungsgebiete: flächendeckende Charakteristik des aktuellen Moorzustandes; Analyse der geschichtlichen Entwicklung auf Basis vorhandener Datenquellen zur Moornutzung (Moorgebiete Deutscheinsiedel, Kriegswald, Kühnhaide, Kriegswiese, Mooshaide; insgesamt 30 Moore),
- Raumebene 3 – Untersuchungsraum: Charakterisierung des aktuellen Zustandes von Vegetation und Standort auf der gesamten Moorfläche; Vergleich mit historisch dokumentierten Vegetationszuständen.

Während auf Ebene 1 regenerationsbedingte Prozesse nachgewiesen und von anderen Prozessen separiert werden, dient Ebene 2 dazu, Fläche, Flächenanteil und Charakter der Regenerationsbereiche sowie die für eine Regeneration charakteristischen Rahmenbedingungen zu ermitteln. Ebene 3 ermöglicht durch den Bezug vorgenannter Ergebnisse auf die Fläche der Moore und Moorregenerationen im gesamten UR eine Schätzung der flächenmäßigen Repräsentanz der Regenerationserscheinungen im UR und den dortigen Schutzgebieten. Die Synthese dieser Ergebnisse im Kontext mit dem aktuellen Moorzustand und der „Betroffenheit“ einzelner Landnutzer gestattet erste Schlussfolgerungen, inwieweit Regenerationsprozesse für Naturschutz und Forstwirtschaft relevant sind. Arbeitsschwerpunkte und wesentliche methodische Ansätze sind in Abbildung 3.1-2 zusammengefasst.

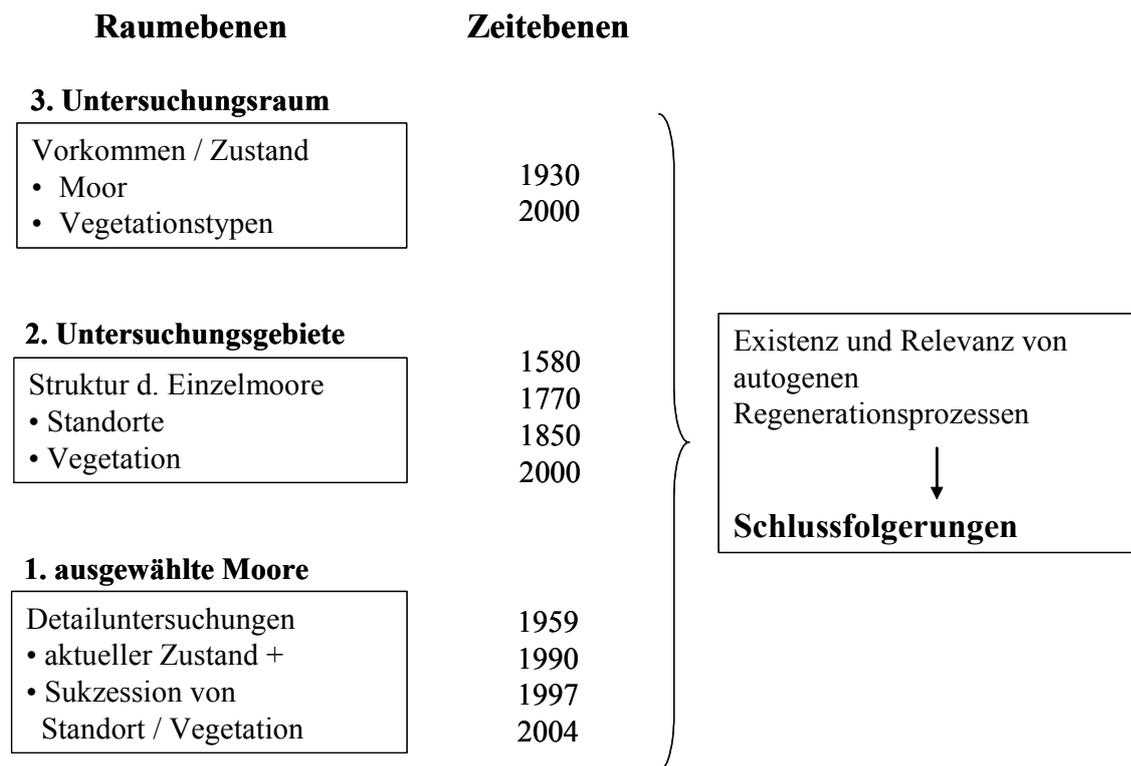


Abb. 3.1-1: Versuchsanlage – räumlich-zeitliche Ebenen

Schwerpunkte	wesentliche Methoden
Aktuelle Vegetation	- Erstellung von Vegetationsaufnahmen - Abgrenzung, floristisch und ökologische Charakteristik sowie syntaxonomische Einordnung von Vegetationstypen - Kartierung der Vegetationstypen in den UG
Aktuelle Standorte	- Recherche vorhandener Daten (Standortstypen) - Ableitung aus Vegetationstypen für UG (Nässe, Trophie) - Ableitung aus PNV-Karte für UR (Nässe, Trophie) - qualitative Analyse der hydromorphologischen Struktur (Stromlinien, Strukturelemente)
Historische Standorte	- Literaturrecherche; Interpretation der Daten im standörtlichen Kontext
Nutzungsgeschichte	- Archiv- und Literaturrecherche
Sukzession	- vegetationskundliche Langzeitbeobachtungen in Dauerflächen
Regeneration	- Nachweis über Sukzessionsuntersuchungen und Regenerationsmerkmale - Charakterisierung mittels vegetationskundlicher Indikation und Standortdaten
Relevanzprüfung	- Bewertung anhand von Nutzungszielen und aktuellem Moorzustand

Abb. 3.1-2: Arbeitsschwerpunkte und methodische Ansätze

3.2 Datenerhebung

3.2.1 Vegetationsaufnahmen und Vegetationskartierungen

Das Aufnahmematerial soll die Vegetation bewaldeter Moore des UR – soweit möglich – in einem breiten Spektrum widerspiegeln, d. h. es müssen die flächenmäßig typischen ebenso wie die lokalen Modifikationen der Bodenvegetation und (naturnahen) Bestockung erfasst werden. Das standörtliche Spektrum soll von oligo- bis zu eutrophen Moortypen reichen und zugleich eine möglichst große Spanne an Feuchtegraden umfassen. Eine erste Einschätzung der Repräsentanz ist auf Basis von PNV-Karten möglich (Kap. 3.3.4). Die Widerspiegelung des naturraumtypischen Flächenverhältnisses einzelner Standortstypen wird nicht angestrebt.

Eigene Vegetationsaufnahmen (VA) erfolgten nach den Prinzipien von BRAUN-BLANQUET mit einer etwas modifizierten Schätzsкала (Tab. 3.2-1, im Folgenden: Vegetationsaufnahme = Dokument; Probefläche = Ort der Dokumentation). Die Skalen anderer Autoren sind teils etwas gröber und minimal abweichend (2b: >12,5 %), was allerdings im Rahmen der vorgenommenen Auswertung nicht relevant war. Die Größe der Probeflächen (PF_{VA}), die nicht im Rahmen von FFH-Managementplänen entstanden, ist variabel. Sie liegt im Offenbereich bei etwa 10 m² und im Waldbereich bei 300 bis 400 m². Im Rahmen von Managementplänen gab es folgende Standards: Montane Fichtenwälder 400 m², Moorwälder 100 m² und Offenmoore 9 m². Zumeist handelt es sich um Quadrate. Im Bereich von Dauerflächen kann die Flächengröße und -form entsprechend der lokalen Gegebenheiten variieren.

Tab. 3.2-1: Schätzsкала der Artmächtigkeit (WILMANN 1993, verändert)

	Individuenzahl	Deckung (%)
r (rar)	1 (bis wenige)	< 1
+ (Kreuz)	spärlich, 2-5	< 5
1	reichlich, 6-50	< 5
2	sehr reichlich, > 50 oder beliebig	< 5 5-25
2m	> 50	< 5
2a	beliebig	5-15
2b	beliebig	16-25
3	beliebig	26-50
4	beliebig	51-75
5	beliebig	76-100
5a	beliebig	76-95
5b	beliebig	96-100

Für Langzeituntersuchungen und Tabellenarbeit muss diese Skala entsprechend der Ersterhebung teilweise vereinfacht werden (Zusammenfassung von 2a, 2b und 2m bzw. 5a und 5b).

Gefäßpflanzen wurden auf Basis von ROTHMALER (2002) bestimmt, die Moose nach FRAHM & FEY (1992). Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) und KOPERSKI et al. (2000).

Voraussetzung für Standortsindikation und naturschutzfachliche Bewertungen ist eine vollflächige Kartierung aller Vegetationstypen. Ergänzende Daten werden anhand von georeferenzierten Probepunkten (meist die Ecken von Grabenkreuzungen) erhoben. Hierbei handelt

es sich um: Kronenschlussgrad, Baumartenanteile (Gesamt, Strauchschicht, Baumschicht), Bestandeshöhen und Torfmoosdeckungsgrade (siehe auch WENDEL 2007).

3.2.2 Dauerflächen

Es werden zwei Dauerflächensysteme genutzt, die in den Jahren 1989 bis 1991 angelegt wurden (BOHNSACK 1991 – Kriegswiese, WENDEL 1992 – Mothhäuser Haide). Sie bestehen aus insgesamt 19 Dauerbeobachtungsflächen (DBF, i. d. R. ca. 20 x 20 m) und 50 darin gelegenen Dauerquadraten (DQ, 1 x 1 m). Alle Flächen sind mit Holzpflocken vermarkt und anhand von Luftbildern, TK10 (topographische Karte M 1 : 10.000) sowie Gräben in Karten verortet. Eine Vielzahl teils kartographischer Informationen liegt vor, davon einzelne Parameter allerdings unvollständig, so dass für die eigene Arbeit Vereinfachungen vorzunehmen waren. Die Dauerflächensysteme entstanden zudem nach verschiedenen, noch zu diskutierenden Gesichtspunkten. Wiederholungen fanden in der Kriegswiese 1997 (SCHÖNWEIß et al. 1999) und in der Mothhäuser Haide 1997 (STAGNETH et al. 1999) sowie 2005 (WENDEL) statt.

Die Dokumentation umfasst je DBF: eine Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET, eine Arbeitsskizze in Form einer Draufsicht mit Angaben zu Baumhöhen (teils auch exakten Kronenumrissen), Stubben und liegendem wie stehendem Totholz sowie eine Vegetationskarte (nur Mothhäuser und Bärenlochhaide).

Die Dokumentation umfasst je DQ: eine Vegetationsaufnahme nach BRAUN-BLANQUET und in Form von Dominanzen (D in dm^2), eine Erhebung der Frequenz (Fr = absolute Häufigkeit in 100 Zahlrastern) der Arten auf Basis eines 10 x 10 cm-Rasters sowie eine Skizze.

3.2.3 Standörtliche und hydromorphologische Charakterisierung

Untersucht werden in den UG die für einzelne Moor- und mineralische Nassbereiche prägenden Rahmenbedingungen:

- die Gestalt der Mooroberfläche (entspricht in natürlichen Mooren näherungsweise der Gestalt des Grundwasserkörpers),
- die Beeinflussung durch die Moorumgebung, insbesondere hydrologische EZG,
- die anthropogenen Strukturen im Moor und seinen hydrologischen Einzugsgebieten.

Datenrecherche zu den Moorstandorten in den UG

Standortsformen und Standorts(formen)gruppen, Nährkraft und Feuchte der Moore und deren Umgebung sind den Karten der FSK entnommen. Nähere Beschreibungen liefern die Legenden zu den Standortskarten sowie SCHWANECKE (1993). Aussagen zur Torfmächtigkeit entstammen den Karten der forstlichen Standortskartierung, der Torferkundung (GRAHMANN 1947, MÖBUS 1947, ROST & HEMPEL 1947 a-c, 1948) und weiteren Quellen (WEINCK et al. 1881 in EDOM 1991, SCHREITER 2004). Im Zweifelsfall wurden ergänzende Bohrstocksondierungen vorgenommen. Alle Angaben zur Torfverbreitung und -mächtigkeit sowie zu den umgebenden Nassstandorten wurden in thematischen Karten zusammengeführt und digitalisiert.

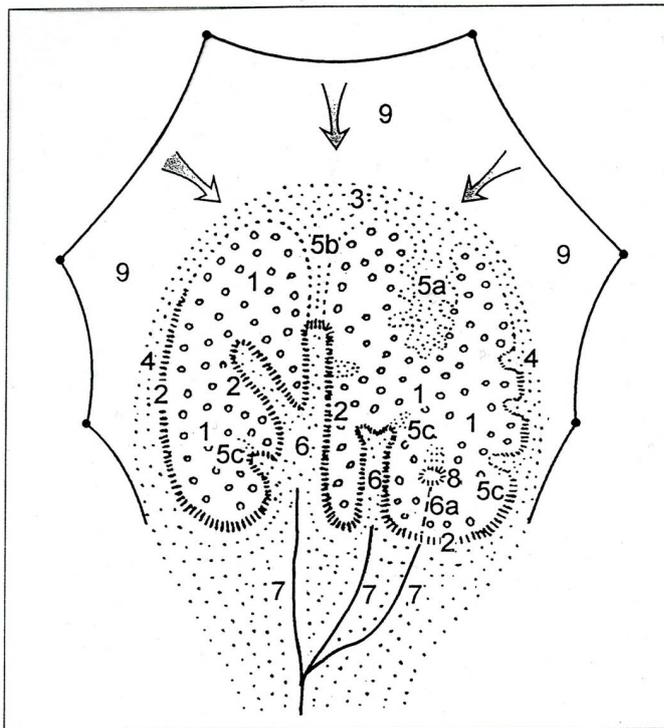
Abgrenzung von Moorkörpern

Als **Moorkörper** werden i. d. R. alle Bereiche eines Mooregebietes abgegrenzt, die Torfauf-lagen $> 0,8$ m erreichen. Je nach Datengrundlage kann eine Absenkung dieses Schwellenwertes auf $0,5$ m nötig sein. Die in der Peripherie angrenzenden Nassbereiche werden anhand der FSK-Daten weiterhin in „**umgebende mineralische Nassstandorte**“ und „**umgebende organische Nassstandorte**“ unterteilt.

Erfassung der Oberflächengestalt von Mooren und deren oberirdischen Einzugsgebieten

Unter Annahme, dass der Grundgebirgskörper eine geringe Klüftung aufweist und die hier eingebetteten Moortypen (insbesondere Hang- und Regenmoore) in ihren untersten Schichten aufgrund einer geringen hydraulischen Leitfähigkeit kaum wasserleitfähig sind, ist die vertikale Wasserbewegung (Versickerung in Klüften, Austreten an Quellen) relativ gering und damit die laterale Wasserbewegung im Moor und in seinen Einzugsgebieten die entscheidende Komponente des Wasserregimes. Die laterale Wasserbewegung in natürlichen Mooren wird dann vor allem von der Oberflächengestalt (Hangneigung, Reliefausformung) gesteuert und lässt sich in einer ersten Näherung qualitativ über **Stromlinien** und **hydromorphologische Strukturen** beschreiben (vgl. **Verfahren der „hydromorphologischen Analyse“**; EDOM et al. 2007b). Lage und Größe von oberirdischen Einzugsgebieten sowie Ausformung der Moorkörper bestimmen auf Grund dieser Annahme hauptsächlich die minerogene Wasserspeisung der Moore aus Einzugsgebieten und die Verteilung des Wassers im Moor.

Die Stromlinien werden in ArcView entsprechend des Potenzialgefälles senkrecht zu den Isohypsen der TK10 und ohne Berücksichtigung von Gräben konstruiert. Soweit Gräben vorhanden sind, verdeutlichen die Stromlinien den Wasserstrom bei idealisiertem Relief, also ein Potenzial. Stromlinien werden aus Gutachten übernommen (z. B. Mothhäuser Haide – EDOM & KEBLER 2006) und angepasst oder aus vorhandenen (z. B. TK 10) bzw. selbst erstellten (anhand ATKIS[®]-DGM2-Daten) Isohypsen abgeleitet. Korrekturen ergeben sich teils aus den eigenen Untersuchungen zur hydromorphologischen Struktur. Die hydromorphologische Struktur einzelner Moore kann selbst bei Zugehörigkeit zu einem Moortyp sehr verschieden sein. So treten in Regenmooren neben dem flächenmäßig prägenden „typischen Moorstandort“ weitere, oft lokal ausgebildete **hydromorphologische Strukturelemente** auf (Abb. 3.2-1). Entscheidend ist die räumliche Differenzierung topographischer Merkmale wie Hangneigung, Mulden, Erosionsrinnen. Sie spiegelt sich in der Vegetation oft durch eine räumliche Abfolge bestimmter Vegetationsausprägungen wider. In folgender Übersicht (Tab. 3.2-2) werden die Strukturelemente in Anlehnung an KÄSTNER & FLÖBNER (1933) naturraum-spezifisch charakterisiert. Einbezogen werden zudem Torfabbauf Flächen als anthropogene, flächenmäßig oft prägende Struktur sowie Quellen als Indikator lokaler Kluftwasserspeisungen und unterirdischer Einzugsgebiete. Die Übersicht wird zugleich als Kartierschlüssel verwendet.



- 1 Typischer Moorstandort
- 2 Rand- und Rüllengehänge
- 3 Oberkantenlagg
- 4 Seitenkantenlagg
- 5 Flachrülle
 - a) blind endend
 - b) in Tiefrülle übergehend
 - c) auf Hochfläche beginnend
- 6 Tiefrülle
 - a) unterirdisch = Moorkarst
- 7 Rüllenbach
- 8 Moorkarsttrichter
- 9 Hangeinzugsgebiet
- Wasserzustrom aus Einzugsgebieten

Abb. 3.2-1: Hydromorphologische Strukturelemente eines idealisierten erzgebirgischen Regenmoores (EDOM 2001a nach KÄSTNER & FLÖßNER 1933; verändert)

Tab. 3.2-2: Übersicht hydromorphologischer Strukturelemente

- **Typischer Moorstandort (TMS)** – flächenmäßig dominierender Bereich; keine besonderen topographischen, standörtlichen oder vegetationskundlichen Merkmale
- **Bult** – Mikrostruktur; aus Torf und torfbildenden Pflanzen bestehende Aufwölbung
- **Schlenke** – Mikrostruktur; flaches, stehendes Moorgewässer, oft mit flutender Vegetation; Weiser für hohen Grundwasserstand
- **Kolk** – tieferes Moorgewässer mit freier Wasseroberfläche
- **Lagg** – von minerotrophem Wasser geprägter Bereich in der Umgebung des TMS; geringmächtiger, nasser und zumeist nährstoffreicher als der TMS; teils waldfrei, oft seggenreich; auftretend als Oberkantenlagg (Wasser im TMS einströmend), eingemuldeter Seitenkantenlagg (Wasser an TMS vorbeiströmend) an der Peripherie des TMS oder eingemuldeter innerer Lagg zwischen mehreren TMS; bei erhöhter Nässe und Seggenreichtum kartiert
- **Flachrülle** – eingemuldete Abflussbahn oberflächennahen Wassers auf TMS; nasser und zumeist nährstoffreicher als der TMS; im Unterschied zu Laggs keine erhebliche Schwächung der Moormächtigkeit gegenüber TMS; teils waldfrei, oft seggenreich; bei erhöhter Nässe und Seggenreichtum kartiert
- **Tiefrülle / Bachrülle** – erosionsbedingte, stark eingetieft, teilweise in den mineralischen Untergrund reichende Entwässerungsbahn; oft mit Moor- bzw. Rüllengehänge verbunden
- **Moorkarst** – unterirdisch im Torfkörper verlaufende Entwässerungsbahn; je nach Lage zum Wasserstrom mit mehr oder minder starker Entwässerungswirkung
- **Moorgehänge** – im Vergleich zum TMS deutlich stärker geneigter und deshalb trockenerer Bereich; oft beerstrauchreich und bewaldet; im Moor als inneres Moorgehänge; an Moorperipherie als Randgehänge; an Rüllen als Rüllengehänge
- **Torfstich** – umfasst Torfabbauggebiete unabhängig von Art und Auswirkung des Abbaus
- **Quelle** – kleinflächige, sehr nasse Bereiche mit Auftreten typischer Quellwasserzeiger

Im Gegensatz zu den Stromlinien muss die Erfassung der Strukturelemente ausschließlich im Gelände erfolgen. Lage und Ausprägung der Strukturen werden kartographisch dokumentiert. Soweit Feuchte und Nährstoffversorgung als differenzierende Merkmale verwendet werden, geschieht dies durch vegetationsökologische Ansprache (Vegetationstypen, Indikatorarten).

Das **Flächenverhältnis zwischen mineralischem EZG und Torfkörper** ermöglicht eine Schätzung, in welchem Maße Moore aus den **oberirdischen hydrologischen Einzugsgebieten** mit Wasser und Nährstoffen versorgt werden könnten, wenn die Moore nicht durch Gräben, Straßen oder andere anthropogene Strukturen von ihrem EZG abgeschnitten wären. Im Umkehrschluss lässt sich die Auswirkung anthropogener Strukturen abschätzen. Bei der Analyse des Flächenverhältnisses bleiben die konkrete, hydromorphologisch bedingte Wasserverteilung und die wasserstromlängenabhängige Ausdünnung der Nährstoffe durch die Vegetation und auftreffenden Niederschlag unberücksichtigt. In Anlehnung an EDOM (2001a) wird der Flächenanteil der Hangeinzugsgebiete (= EZG) an der für den Niederschlag relevanten Fläche (= Moor + EZG) ermittelt. In einer ersten Näherung (gleiche Verdunstung, Versickerung für Moor und EZG vorausgesetzt) lässt sich damit der potenzielle Anteil der Hangwasserspeisung überschlägig ermitteln:

$$A \%_E = A_E : (A_T + A_E) \cdot 100\%$$

$A \%_E$ = Flächenanteil potenzieller EZG

A_T = Fläche des Torfkörpers

A_E = oberirdische hydrologische Einzugsgebietsfläche oberhalb des Torfkörpers

Anthropogene Strukturen

Strukturen, die den Wasserhaushalt der Moore beeinflussen, werden anhand von TK10, Luftbildern und bereits vorliegenden Kartierungen lokalisiert. Geländeerhebungen dienen der Ergänzung und Korrektur, insbesondere hinsichtlich der Lage und Funktionsfähigkeit von Entwässerungsgräben, Wegeentwässerungen, Kunstgräben, Torfabbauflächen und deren Abbaukanten. Für Detailanalysen zu deren Zustand und Funktion (Mothhäuser Haide) werden an markanten, georeferenzierten Punkten (oft Grabenkreuzungen) erhoben: Grabenbreite (Oberkante), Grabentiefe, Grabenvegetation, Erosion und Sonderstrukturen.

3.2.4 Ermittlung von Moorbereichen mit Merkmalen autogener Regeneration

Grundannahmen und Begriffe

Autogene Regeneration ist die Folge komplexer Prozesse. Sie wird durch anthropogene (z. B. Gräben) oder natürliche Störungen (z. B. Klimawandel) ausgelöst. In der ersten Phase der autogenen Regeneration überwiegen degenerative, bodengenetische Prozesse, die nicht unmittelbar sichtbar sind. Eine sichtbare „**Regenerationserscheinung**“ ist eine einsetzende Grabenverlandung (Begriff umfasst die Verfüllung von Gräben durch Verlandung, aber auch andere Prozesse!). Fortschreiten und Abschluss der Regeneration zeichnen sich durch das Einsetzen lokaler Torfbildungen (Phase 2) und letztlich eines beginnenden Moorwachstums (Phase 3) aus. Für Phase 2 wurde das im Zuge des Grundwasserspiegelanstiegs phasenweise Absterben von Gehölzbeständen postuliert – ein Ausdruck des Umschlages von Quantität (Grundwasseranstieg) in eine neue Qualität (Bestockungswandel; vgl. EDOM 2001a). Der

Prozess der Regeneration muss mit einer Vielzahl abiotischer und biotischer Regenerationserscheinungen (Ausbildung von Nässebereichen; Verlust bzw. Einwanderung von Arten, Dominanzverschiebung) verbunden sein. Inwieweit autogene Regenerationen vorkommen und welche Flächenrelevanz sie erreichen, kann in Anbetracht der Größe des UR nur anhand von ausgewählten, leicht kartierbaren und aussagekräftigen „**Regenerationsmerkmalen**“ erfasst werden. Hierfür werden verwendet:

- Grabenverlandung und Torfstichverlandung bzw. -vernässung,
- lokales Auftreten von biotischen und abiotischen Nässeindikatoren (z. B. Weiserarten, Torfmoosdecken, Schlenken),
- Absterben von Bäumen entlang eines Feuchtegradienten,
- Ausbildung waldfreier Bereiche,
- struktureller Angleich von Graben bzw. Torfabbaufäche und Umgebung.

Moorteile mit Auftreten von Regenerationsmerkmalen werden als „**Regenerationsbereiche**“ bezeichnet. In Anlehnung an die Klassifizierung von Typen der Moorrestauration (Restauration von abgetorften, von entwässerten und von erodierten Mooren; EVANS & WARBURTON 2007) werden entsprechend der vorangehenden Eingriffsart „**torfstichinduzierte Regenerationen**“ in überwiegend abgetorften Moorteilen und „**grabeninduzierte Regenerationen**“ in überwiegend entwässerten Moorteilen unterschieden.

Minimalkriterium für das Feststellen von Regenerationsbereichen

Vom Menschen ausgelöste Regenerationen müssen entsprechend der Zielstellung von Erst- oder Wiedervernässungen getrennt werden, die ohne direkte Einwirkung des Menschen einsetzen (z. B. Moorbildung). **Minimalkriterium** für die Erfassung von Regenerationsbereichen ist folglich das gemeinsame Auftreten eines Eingriffes sowie eines zentralen Regenerationsmerkmals, welches Zeichen einer beginnenden Regeneration ist:

- entwässertes Moor mit in Teilflächen verlandetem Grabensystem (grabeninduzierte Regeneration),
- abgetorfte Moor mit zumindest lokalen Starknässebereichen bzw. Torstichverlandung in Form von Schwingdecken (torfstichinduzierte Regeneration).

Ermittlung möglicher Regenerationsbereiche

Da keine flächendeckenden Informationen zum Zustand von Gräben und Torfstichen verfügbar sind, andererseits jedoch eine beträchtliche Moorfläche zu untersuchen ist, müssen Bereiche ermittelt werden, in denen die Wirkung von Regenerationsprozessen wahrscheinlich ist. Als Datenquelle dienen die Ergebnisse des zweiten Durchganges der selektiven Biotopkartierung (LfUG 2005), Angaben anderer Autoren und eigene, meist zufällige Funde. Untersuchungsschwerpunkt sind Biotoptypen waldfreier „Moore und Sümpfe“ sowie „Moorwälder“. Verdachtsbereiche ergeben sich aus folgenden Informationen:

- Biotyp „Torfstich in Regeneration“,
- Vergesellschaftungen von Biotoptypen, die für Regenerationen charakteristisch sind (Wälder im Komplex mit nässebedingt waldfreien Mooren),
- verbale Hinweise auf Versumpfungen, nässebedingt instabile Waldbestände.

Datenerhebung

Die ermittelten Verdachtsbereiche werden aufgesucht und bei Zutreffen des Minimal-kriteriums Folgendes dokumentiert:

- Art der Störung (Grabensystem, Torfstich) und Ursache der Regeneration (verlandendes Grabensystem, vernässender / verlandender Torfstich),
- Mineralbodennähe der Regenerationsfläche (Torf < 0,8 m),
- Artenzusammensetzung im Regenerationsbereich und seiner Umgebung,
- **Grabeninduzierte Regeneration** – Fläche (ha); Präsenz folgender Merkmale:
 - Vorkommen von Nässezeigern und Nässegradienten,
 - Veränderung der Bestockung im Bereich eines Nässegradienten (lokale Absenkung Kronenschlussgrad, Absterben von Bäumen, Baumfreiheit),
 - Strukturangleich mit Umgebung (Artenstruktur, Feuchte, Bestockung, Relief ohne Gradient),
 - Regenerationsmerkmale im gesamten von Gräben beeinflussten Bereich (ja / nein).
- **Torfstichinduzierte Regeneration** – Fläche (ha); Präsenz folgender Merkmale:
 - Vorkommen von Starknässezeigern,
 - Veränderung der Bestockung im Bereich eines Nässegradienten (lokales Absterben von Bäumen, Baumfreiheit),
 - vollständige Torfstichverlandung (nur in UG erfasst),
 - Wiedervernässung in Torfstichumgebung,
 - Strukturangleich mit Umgebung (Artenstruktur, Feuchte, Bestockung, Relief ohne Gradient),
 - Regenerationsmerkmale im gesamten von Torfstich beeinflussten Bereich (ja / nein).
- etwaige Beeinflussung der autogenen Regeneration durch Revitalisierungsmaßnahmen,
- Dokumentation von Lage und Umgriff der Flächen in Karten; tabellarische Charakteristik,
- weitere Daten (z. B. Schutzstatus, Standort nach FSK, mutmaßliches Alter der Regeneration).

Die Flächen der Regenerationsbereiche werden für die Ebene „UG“ berechnet und für die Ebene „UR“ geschätzt.

3.2.5 Die historische Entwicklung der Moore und ihrer Umgebung

Für eine flächendeckende, ortsbezogene Analyse stehen drei Datenquellen zur Verfügung: die Dokumentation REINHOLDS (1942) zu den Bestockungs-, teils auch angedeuteten Bodenzuständen einzelner Forstorte um 1550, die topographischen Angaben der ab 1775 entstandenen und bis 1850 überarbeiteten Sächsischen Meilenblätter sowie die Angaben der ab 1875 kartographierten Äquidistanten- und Messtischblätter. Vertiefende Informationen sind fallweise in Forstarchiven verfügbar (forstliche Spezialkarten, Bestockungskarten, Entwässerungsunterlagen). Die Analyse der Daten erfolgt in Zeitschnitten: um 1600, um 1800, nach 1820 bis heute. Insbesondere Dauer und gegebenenfalls Intensität wesentlicher, lebensraumprägender Eingriffe stehen im Mittelpunkt der Analysen.

3.2.6 Kartographie und Datenerfassung

Alle Geoinformationen werden mittels ESRI ArcView GIS 3.3 bearbeitet. Als Bezug dient der 4. Meridian. Bereits vorhandene Karten werden in ArcMap 9.1 georeferenziert. Die Dateneingabe erfolgt in Excel.

3.3 Datenauswertung

3.3.1 Vegetationskundliche Bearbeitung und syntaxonomische Einordnung

Alle themenspezifisch verfügbaren Vegetationsaufnahmen werden nach einer Qualitätskontrolle (insbesondere plausible Erfassung der Moose) in einer Tabelle zusammengestellt und nach dem Präsenz-Absenz-Prinzip sortiert, bis sich in der Tabellenstruktur eine maximale floristische Ähnlichkeit innerhalb einzelner, zunächst **rangloser Vegetationstypen (VT)** ähnlich dem Vegetationsformenkonzept ergibt (KOSKA et al. 2008). Die Differenzierung erfolgt in Anlehnung an MAST (1999) sowie CLAUSNITZER & SUCCOW (2001) primär nach der Bodenvegetation, so dass unmittelbare Verfälschungen durch direkte und indirekte forstliche Einflüsse (z. B. selektive Entnahme bzw. Einbringung von Baumarten, anthropogene Entmischung, Förderung vergleichsweise nässeempfindlicher Baumarten durch Melioration) und nachfolgende „Beharrungseffekte“ (Widerspiegelung historischer Standortzustände in der aktuellen Bestandesstruktur) ausgeschlossen sind. Um eine standörtliche Charakteristik der VT zu ermöglichen, soll die Grundstruktur der Tabelle weiterhin hygrische und trophische Gradienten widerspiegeln. Schlüssel hierzu ist die Charakteristik der Arten über Zeigerwerte und die Zusammenfassung dieser Arten zu **regionalspezifischen ökologisch-soziologischen Artengruppen (AG)**. Hinzugezogen werden weiterhin vorhandene standortkundliche Daten. Eine floristische und ökologische Beschreibung der AG und VT gewährleistet Nachvollziehbarkeit und spätere praktische Nutzung der Ergebnisse.

Damit die Ergebnisse für naturschutzfachliche Fragestellungen der Praxis zugänglich werden, erfolgt in einem ersten Schritt die Einordnung in ein regionales syntaxonomisches System (BÖHNERT et al. 2001). Grundlage sind die von BÖHNERT et al. (2001) vorgenommenen Beschreibungen der Pflanzengesellschaften. Die flächenmäßig dominierenden VT der Wälder werden in einem zweiten Schritt anhand eines tabellarischen Vergleiches in ein überregionales, deutschlandweit gültiges System eingeordnet. Als syntaxonomisches Referenzsystem wurde hierfür die Arbeit von MAST (1999) ausgewählt (Kriterien: überregional gültig, tabellarische Belege, neuester Wissensstand).

3.3.2 Vegetationsökologische Charakteristik

Eine quantifizierte standörtliche Charakteristik erfolgt in erster Linie über Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2003). Die Berechnung erfolgt mit Hilfe des Programms HITAB 6.0 (WIEDERMANN & GNÜCHTEL 2006):

- als ungewichteter Mittelwert,
- gewichteter Mittelwert (Wichtung nach VAN DER MAAREL 1979),
- für Moos- und Krautschicht getrennt sowie gemeinsam.

Ungewichteter Zeigerwert		Gewichteter Zeigerwert	
uZ	$= \frac{\sum Z}{AZ}$	gZ	$= \frac{\sum (Z \cdot D^\circ \cdot W)}{\sum D^\circ \cdot W}$
Z	- Zeigerwert einer Art (z. B. F, L)	AZ	- Artenzahl
uZ	- ungew. Zeigerwert (z. B. uF, uL)	D°	- Deckungsgrad
gZ	- gew. Zeigerwert (z. B. gF, gL)	W	- Wichtungsfaktor

Mittlere ungewichtete bzw. gewichtete Zeigerwerte (muZ bzw. mgZ) je Vegetationstyp ergeben aus den arithmetisch gemittelten Zeigerwerten der zu den Vegetationstypen gehörigen VA. Die ökologische Charakteristik von VA und VT erfolgt auf Grund methodischer Probleme ausschließlich auf Basis der Krautschicht (EWALD 2009) und zur Einschränkung der Datenfülle allein anhand gewichteter Zeigerwerte. Es ist zu beachten, dass insbesondere die Skalierung der einzelnen Feuchtegrade auf vegetationskundlicher Basis (ELLENBERG et al. 2001) nicht direkt mit den Feuchtegraden auf standortkundlicher Basis (KOPP & SCHWAN-ECKE 1994) gleichzusetzen ist („Nass“ – vegetationskundlich: oft durchnässte, luftarme Böden; standortkundlich: Grundwasserstand im Frühjahr 20-50 cm u.F.). Zur eindeutigen Kennzeichnung werden die von der FSK ausgewiesenen Feuchtegrade immer als „standortkundliche Feuchtestufen“ benannt. Die berechneten ungewichteten Zeigerwerte sowie die Zeigerwerte für Moose sind beim Autor einsehbar.

Die Ansprache der Trophie- sowie Säure-Basenstufe eines Moores und die Ableitung eines ökologisch-phytozoologischen Moortyps (SUCCOW 1988) wird anhand von Referenztabellen vorgenommen (Anlagen 4-10, 4-14 in KOSKA et al. 2001, CLAUSNITZER & SUCCOW 2001).

3.3.3 Sukzession von Moor und Moorvegetation in ausgewählten Mooren

Die Dynamik von Moor und Moorvegetation wurde unter Einbeziehung von zwei Zeithorizonten und Detailliertheitsgraden erfasst:

- Für den Zeitraum vor 1991 stehen Langzeitbeobachtungen in der Mothhäuser und Bärenlochhaide zur Verfügung, die über 32 Jahre reichen. Strukturangaben beschränken sich auf das klassische vegetationskundliche Verfahren nach BRAUN-BLANQUET (Kap. 3.2.1, WENDEL 1992).
- Die Entwicklung nach 1991 wurde mittels Dauerflächen (DBF, DQ, siehe Kap. 3.2.2) dokumentiert. Der Beobachtungszeitraum ist damit zwangsläufig recht kurz und umfasst sechs bis sieben (SCHÖNWEIß et al. 1999, STAGNETH et al. 1999), maximal aber 14 Jahre (eigene Nachuntersuchungen). Dokumentiert wurden Kriegswiese und Mothhäuser Haide. Die erhobenen Parameter liefern eine vergleichsweise große Informationstiefe.

Nur in Einzelfällen sind Dauerflächen und PF_{VA} identisch und damit beide Zeithorizonte in einer Fläche gekoppelt.

Alle bisher erhobenen Daten werden neu interpretiert. Schwerpunkte sind:

- Aufbau und Aussagekraft des vorgegebenen Probeflächendesigns hinsichtlich Repräsentanz von Standorts- und Vegetationstypen, Lage in gleichen Stromsektoren und hydraulische Durchgängigkeit zwischen den Probeflächen = „**hydraulische Kohärenz**“,
- Veränderung der Artenstruktur und Struktur des Baumbestandes,
- Veränderung der Standortverhältnisse, indiziert durch Zeigerwerte,
- Interpretation der Veränderungen anhand hydrographisch bedingter Raumbeziehungen zwischen den PF_{VA} , DBF und DQ und externer Faktoren wie Immission.

3.3.3.1 Wandel von Arten- und Bestandesstruktur

Berechnungen erfolgen nur innerhalb einzelner Moorgebiete und der Zeithorizonte. Als Ausdruck für die **Präsenz der einzelnen Arten in den DQ** werden berechnet:

- **Anzahl** ihrer Vorkommen den DQ: $\sum DQ (n)$,
- **Summe** aller in DQ ermittelten Frequenzen: $\sum Fr (n)$,
- **Summe** aller in DQ ermittelten Dominanzen: $\sum D (dm^2)$,
- **Mittelwert** aller in DQ ermittelten Frequenzen: $mFr (n)$,
- **Mittelwert** aller in DQ ermittelten Dominanzen: $mD (dm^2)$.

Die **Präsenz der einzelnen Arten in den DBF** wird berechnet als:

- **Anzahl** ihrer Vorkommen in den DBF: $\sum DBF (n)$.

Die **Veränderung in den DQ** ergibt sich in Form eines Absolutwertes als Differenz zwischen den Werten von Ersterfassung (**E**) und Nachfolgeerfassung (**N**):

- $\Delta \sum D (dm^2) = \text{Bilanz D} = \sum D_N - \sum D_E$
- $\Delta \sum Fr (n) = \sum Fr_N - \sum Fr_E$
- $\Delta \sum DQ (n) = \sum DQ_N - \sum DQ_E$

Die Veränderung gegenüber dem Ausgangswert wird zudem als prozentualer Wert berechnet.

Um die Artfluktuation zu berücksichtigen, ist es nötig auch die Zahl der DQ zu ermitteln, die:

- neu besiedelt wurden: $DQ_{in} (n)$
- nicht mehr besiedelten wurden: $DQ_{ex} (n)$.

Für die DBF wird die Artfluktuation analog berechnet als: $DBF_{in}, DBF_{ex} (n)$.

Bestockungswandel

Indikation anhand von Zeitreihen: Soweit es das Datenmaterial zulässt, werden die Zustände zur Erst- und Nachfolgeerfassung in Form von Stückzahlen (n) hinsichtlich Ausgangswert, Endwert, Neuaufreten, Verlust, Bilanz von lebenden und toten Individuen **separat für jede Baumart und die einzelnen Bestandesschichten** dargestellt. Zusätzlich werden Zustand und Änderung des Deckungsgrades (%) der einzelnen Bestandesschichten analysiert und daraus Aussagen abgeleitet, inwieweit ein Umbau des Bestandesgefüges stattfindet bzw. sich die Beschattung tieferliegender Bestandesschichten verändert. Nicht quantifizierte bzw. quantifi-

zierbare Aussagen früherer Erhebungen (auffällige Nadelverluste, Verbiss) finden zur Dokumentation von Umweltbedingungen Berücksichtigung.

Indikation anhand der aktuellen Bestandesstruktur: Eine Vergleich der Anteile bestandesbildender Baumarten in der Strauchschicht mit deren Anteilen in der Baumschicht gibt Aufschluss über mögliche Sukzessionsprozesse (vgl. SENGBUSCH 2004). So ist ein hoher Anteil der Halbschattbaumart *Picea abies* gegenüber der Lichtbaumart *Pinus rotundata* in der Strauchschicht bei gleichzeitig geringem Anteil in der Baumschicht Zeichen einer Ausbreitung erstgenannter Baumart. Errechnet wird ein Baumarten-Schicht-Index:

- $BSI = \text{Anteil } Pinus \text{ rotundata in Strauchschicht} / \text{Anteil } Pinus \text{ rotundata in Baumschicht}$

3.3.3.2 Interpretation von Standortsveränderungen

Die Veränderung der Standortsverhältnisse werden ausschließlich interpretativ anhand Ellenbergscher Zeigerwerte und eines geänderten Auftretens markanter Artengruppen bzw. Weiserarten indiziert. Die berechneten gewichteten und ungewichteten Zeigerwerte (Kap. 3.3.2) werden hierzu je Auswertegruppe arithmetisch gemittelt. In den DBF kartographisch erfassten Raumbeziehungen, z. B. zwischen Gräben, Vernässungszeigern und DQ, lassen sich hinsichtlich Hydrologie und Regeneration interpretieren.

3.3.4 Einschätzung des aktuellen Zustandes erzgebirgischer Moorstandorte

Die auf Basis verschiedener standortkundlicher, geologischer und biotischer Kartensysteme konstruierte PNV-Karte (M 1 : 50.000, SCHMIDT et al. 2003, Methodik siehe SCHMIDT et al. 2002) bietet derzeit die höchste Informationstiefe zu aktuellem Vorkommen und Zustand sächsischer Moorstandorte. Das Kartensystem stellt 162 „Kartiereinheiten“ dar, umfasst also keine reinen Vegetationstypen, sondern neben 47 „Grundeinheiten“ auch 66 „Untereinheiten“ und 49 aus Grund- und Untereinheiten gebildete „Komplexe“. Höchste ökologische Aussagekraft und damit auch Relevanz für vorliegende Analysen besitzen die Untereinheiten.

In einem ersten Schritt werden anhand der bodenkundlichen Beschreibungen („Steckbriefe“ in SCHMIDT et al. 2002) alle „Kartiereinheiten“ (KE) ausgewählt, die teils oder ganz Moorstandorte widerspiegeln. Nachfolgend sind Lage und Fläche durch Abfrage aus den digitalen Kartendaten zu selektieren und als tabellarischer Datenauszug bzw. thematische Karten zu dokumentieren. Die auf diese Weise ermittelten, großflächigen Torfstandorte werden anhand forstlicher Standortskarten auf Vollständigkeit geprüft.

In einem weiteren Schritt muss die Fläche der Grund- und Untereinheiten – im Folgenden zusammenfassend als „**Basiseinheiten**“ bezeichnet – ermittelt werden. Hierzu ist eine Auflösung der Kartierkomplexe nötig. Die Flächenanteile der Basiseinheiten werden geschätzt. Eine Bilanzierung der einzelnen Basiseinheiten erfolgt durch Summation von Fläche und Zahl der Vorkommen. Abschließend wird für Übersichtsdarstellungen eine Zusammenfassung der Vielzahl an Basiseinheiten zu einigen wenigen „**Auswerteeinheiten**“ vorgenommen (Torfmoos-Fichtenwald, Waldschachtelhalm-Fichtenwald, Submontaner Pfeifengras-(Kiefern-) Fichtenwald → Montaner Wollreitgras-Fichtenwald).

KE der PNV werden inhaltlich wie räumlich primär anhand von Standortmerkmalen abgegrenzt. Bei enger Fassung als „Untereinheit“ ist i. d. R. eine enge Anbindung an Standortstypen gewährleistet, so dass über Bilanzen der KE rückwirkend Bilanzen bestimmter Standortmerkmale erstellt werden können. Dies geschieht für Torfvorkommen, Torfmächtigkeit, Feuchtegrad und Nährstoffversorgung der Moore. Datengrundlage hierfür sind o. g. „Steckbriefe“ mit den abiotischen und biotischen Charakteristika der KE, eigene Kartierkenntnisse sowie die Zuordnung der Stammvegetationsformen zu den Stammstandortsgruppen der FSK (LAF 1995, GEMBALLA 2004). Bilanzen zur Präsenz (vegetationskundlich definierter) „ökologischer Moortypen“ lassen sich unmittelbar aus den Basiseinheiten ableiten.

3.3.5 Hydromorphologische Analyse der Moor- und mineralischen Nassstandorte

In Anlehnung an EDOM et al. (2007b) erfolgt eine qualitative Analyse der Moorstruktur. Anhand von Stromlinien und hydromorphologischen Strukturelementen (Kap. 3.2.3) werden die Wasserspeisungsverhältnisse der einzelnen Moore verglichen und bewertet.

Drei Grundmuster von Stromlinien sind zu unterscheiden (vgl. EDOM et al. 2007b):

- **parallele Stromlinien:** lineare Zunahme der Wassermenge talwärts entlang der Stromlinie entsprechend der Niederschlagsspeisung,
- **konvergente Stromlinien:** überdurchschnittliche Zunahme, meist große EZG = starke Abhängig von Hangwasserspeisung, entsprechend geringere Abhängigkeit von Niederschlagsspeisung, gegebenenfalls Erosion durch Wasserüberschuss,
- **divergente Stromlinien:** unterdurchschnittliche Zunahme, meist kleine EZG = geringe Abhängig von Hangwasserspeisung, entsprechend höhere Abhängigkeit von Niederschlagsspeisung.

Erste näherungsweise Quantifizierungen sind anhand von potenziellen (ohne Gräben) und aktuellen (mit Gräben) **Stromlängen im Moor** möglich. Es zeigt sich weiterhin inwieweit Moorteilbereiche bzw. Untersuchungsflächen eine hydraulische Durchgängigkeit aufweisen. Die Bedeutung von hydromorphologischen Strukturelementen wird anhand von GIS-basierten Flächenbilanzierungen angeschätzt. Der Bereich zwischen zwei Stromlinien wird als **Stromsektor** bezeichnet und ist in **Stromsegmente** unterteilbar (Abb. 3.3-1).

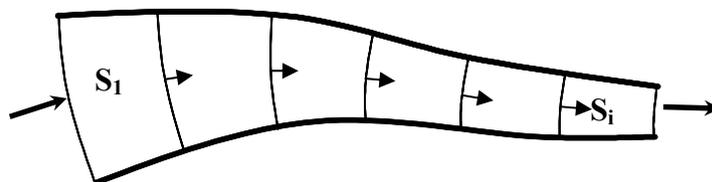


Abb. 3.3-1: Wasserstrom in einem Stromsektor (mit den Stromsegmenten S₁ bis S_i; nach EDOM 2001a) zwischen zwei konvergenten Stromlinien

3.3.6 Bewertung von Regenerationserscheinungen in erzgebirgischen Mooren

Standörtliche Rahmenbedingungen autogener Regenerationserscheinungen

Wird die Präsenz von Vegetationstypen und hydromorphologischen Strukturelementen in den Regenerationsbereichen der Untersuchungsgebiete näher analysiert, ergeben sich Aussagen zu den ökologischen Rahmenbedingungen, unter denen sich autogene Regenerationen einstellen. Vertieft wird dies durch Detailanalysen zu aktuellem Zustand und Sukzession in Mothhäuser Haide und Kriegswiese.

Naturschutzfachliche Bewertung der Regenerationserscheinungen

Als Bewertungskriterien kommen zur Anwendung:

- Gefährdungsgrad der Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften (SCHULZ 1999, BÖHNERT et al. 2001, MÜLLER 2004),
- Repräsentanz von Vegetationseinheiten und Regenerationsbereichen in Schutzgebieten NSG, NLP, BR und SCI.

Zum Zeitpunkt der Auswertungen lag für die Farn- und Samenpflanzen eine Rote Liste älteren Standes (SCHULZ 1999) vor, während die Rote Liste der Moose gerade aktualisiert war (MÜLLER 2008). Es bestehen teils erhebliche Abweichungen, die sich u. a. daraus ergeben, dass die Gefährdungseinschätzung methodisch verändert wurde (Arteinstufung nach altem bzw. neuen Verfahren vgl. Anhang 4.6-1). Um für Moose wie Gefäßpflanzen zu vergleichbaren Ergebnissen zu gelangen, wurden deshalb für alle Auswertungen methodisch gleiche Stände verwendet (SCHULZ 1999, MÜLLER 2004). Wird der Anteil von Arten verschiedener Gefährdungsgrade am gesamten Artenbestand in den einzelnen VT berechnet und verglichen, werden Verbreitungsschwerpunkte sichtbar. Der Bezug auf die artspezifischen Zeigerwerte und indizierte Standortverhältnisse verdeutlicht die Gefährdungsdiskposition der Arten.

Eine Repräsentanzanalyse hinsichtlich des Flächenanteils von PNV-Einheiten und Regenerationsbereichen innerhalb und außerhalb verschiedener Schutzkategorien zeigt, welche Schwerpunkte aktuelle Schutzbemühungen haben und in welchem Maß Regenerationserscheinungen gezielt oder zufällig einbezogen sind.

3.4 Begriffsbestimmung

Akrotelm

Torfbildender Bereich in Mooren; durch Wasserspiegelschwankungen und intensive mikrobielle Aktivität gekennzeichnet; umfasst als „Torfbildungshorizont“ Moorboden und die Teile der Vegetationsschicht, in denen Porenströmung stattfindet (nach STEGMANN et al. 2001).

Autogene Moorregeneration

Ist vom Zeitpunkt der Störung an die Gesamtheit der in gestörten Mooren ablaufenden, insgesamt autoregulativen, d. h. natürlichen Prozesse, die auf die Wiedereinstellung eines wachsenden Moores gerichtet sind. Diese Prozesse müssen nicht unbedingt zur Vollendung der Regeneration führen (EDOM 2001a).

Grabenverlandung

Verfüllung von Gräben durch verschiedenartige Prozesse der Sedimentation und Sedentation.

Katotelm

Ständig wassergesättigter Bereich eines Moorkörpers mit relativ geringer biologischer Aktivität; im geologischen Sinne mehrschichtiges Lockergestein, im bodenkundlichen Sinne „Torferhaltungshorizont“ (nach STEGMANN et al. 2001).

Moor

Landschaft, in der Torf gebildet wird oder oberflächennah ansteht. Darüber hinaus können hierzu Lebensräume gezählt werden, in denen keine deutlichen Torfschichten vorhanden sind, jedoch eine Torfakkumulation möglich ist (JOOSTEN & SUCCOW 2001).

Moordegeneration

Trockenheitsbedingte Unterbrechung des Torfwachstums, verstärktes Einsetzen degenerativer bodenbildender Prozesse (Moorschwind mit Sackung, Schrumpfung und Torfchwund; Quellung, Humifizierung, Verlagerungs- und Auswaschungsprozesse, Bodenlockerung und -durchmischung) und Wandel der Moorlebensgemeinschaften unter Rückgang bzw. Verlust angepasster Arten (in Anlehnung an STEGMANN & ZEITZ 2001).

Moorgebiet, Moorkörper, Moormächtigkeitszentrum

Räumliche Bezugseinheiten im Rahmen dieser Arbeit. Ein Moorgebiet umfasst meist mehrere separate Moorkörper bzw. ein großflächiges, zusammenhängendes Moor mit mehreren Moormächtigkeitszentren (= Bereiche hoher Torfmächtigkeit), welches zum Zweck einer Analyse in mehrere Moorkörper (meist > 0,8 m) unterteilt wird.

Moorrestaurierung

Maßnahmen, die der Überführung eines degenerierten Moores in einen ökologisch günstigeren, meist nasseren Zustand und der Wiederherstellung moortypischer Funktionen dienen (vgl. TIMMERMANN et al. 2008).

Moorrevitalisierung

Maßnahmen, die der Überführung eines degenerierten Moores in ein wachsendes Moor dienen (vgl. TIMMERMANN et al. 2008).

Präsenz

Vorkommen, Flächenanteil und räumliche Verteilung von Untersuchungsobjekten (z. B. Vegetationstypen, abiotische Strukturen, Regenerationsbereiche) in einem Bezugsraum.

Repräsentanz

Bewertung, in welchem Maß die in einem Bezugsraum vorkommenden Untersuchungsobjekte in ausgewählten Schutzgebietskategorien (vgl. SCHMIDT et al. 1997) vertreten sind.

4 Ergebnisse

4.1 Vegetations- und standortkundliche Charakteristik ausgewählter Vegetationstypen erzgebirgischer Moore und umgebender Nassbereiche

Lokalisierung des Aufnahmematerials

Das einbezogene Material setzt sich aus 101 eigenen Vegetationsaufnahmen und 134 Vegetationsaufnahmen anderer Bearbeiter zusammen (HOMMEL 1996, GOLDE 1996, KRAUSE 1998, KRETZSCHMAR 2001, GRASSELLT in SCHINDLER et al. 2008, LANDGRAF 2003, LANDGRAF & RICHTER in SCHINDLER et al. 2008: diese VA bzw. Gebiete im Folgenden mit „*“ gekennzeichnet). Überwiegend sind Moorkomplexe und deren umgebende Nassbereiche im Mittleren Erzgebirge repräsentiert: Kühnhaiden Moore (mit Mothhäuser Haide, Erlhaide, Stengelhaide*, Bauernhaide, Obere und Untere Bärenlochhaide, Gründelhaide sowie vernässtes Umfeld dieser Moore*: 74 VA), Kriegswaldmoore (mit Lehmhaide, Krünigshaide, Hühnerhaide: 22 VA), Hormersdorfer Hochmoor* (47 VA), Mooshaide bei Marienberg (10 VA), NSG Moor an der Roten Pfütze* (9 VA). Im Osterzgebirge befinden sich die Deutscheiniedler Moore (mit Brandhübelmoor, Oberer und Unterer Teichhaide, Badwegmoor, Totemannshaide, Zwischenmoor an der Schweinitz: 21 VA) und die Kleinstmoore der Sandsteingebiete* (Hennersdorfer Grund, Reinhardtsgrimmaer Heide, Seifengrund, Eisenbornbach, Diebsgrund, Ernemannhütte: 13 VA). Zum Westerzgebirge zählen: Moor am Floßgraben*, Großer und Kleiner Kranichsee*, Kiebickenmoor*, Weiters Glashütte*, Friedrichsheider*, Grünheider* und Jägersgrüner Hochmoor*, Große Säure sowie Butterwegmoor* (24 VA).

Es handelt sich um insgesamt **35 Moore**, die bis auf den Kleinen Kranichsee mehr oder minder stark entwässert sind. Teilbereiche wurden abgetorft (Mothhäuser Haide, Stengelhaide, Krünigshaide, Brandhübelmoor, Mooshaide, Hormersdorfer Hochmoor). Ein Teil der Moore zeigt deutliche Wiedervernässungserscheinungen. Der Klärung standörtlicher und artstruktureller Beziehungen zu eutrophen Moorstandorten dient die Einbeziehung von elf weiteren, erlenbestockten Kleinstmooren* (14 VA; u. a. im Umfeld von Forchheim, der Geyerschen Platte, Kirchberg).

Vegetationskundliche Differenzierung

Die Sortierung der Vegetationsaufnahmen nach dem Prinzip der floristischen Ähnlichkeit führt zu einer größeren Zahl an Artenblöcken (vgl. Anlage A 4.1-1: differenzierte Tabelle; weitere Basisdaten in Anlage B 4.1-1).

Die Artenblöcke fassen einerseits Arten mit einem ähnlichen synökologischen Verhalten zu regional gültigen Artengruppen zusammen, andererseits differenzieren sie eine größere Zahl an Vegetationstypen. Anhand der Vegetationsaufnahmen sind sechs Artgruppierungen mit 15 Artengruppen sowie 28 Vegetationstypen zu unterscheiden. Die breite Fächerung von Artengruppen und Vegetationstypen ist als Ausdruck einer weiten hygrischen und edaphischen Amplitude der untersuchten Moorbereiche zu werten. In einem ersten Schritt sollen die Artengruppen beschrieben und mittels Zeigerwerten und Kennarten näher charakterisiert

werden. Sie bilden die Grundlage für Abgrenzung und Charakteristik von Vegetationstypen.

4.1.1 Regionalspezifische Artengruppen

Insgesamt wurden 15 Artengruppen (AG) abgegrenzt. Artengruppen ähnlicher standörtlicher Bindung lassen sich zu „Gruppierungen“ zusammenfassen. Folgende Darstellung verdeutlicht verbindende (innerhalb der Gruppierung) und differenzierende (zwischen Gruppierungen, Artengruppen) ökologische Charakteristika.

Gruppierung 1:

Über 40 Arten kommen überwiegend im Bereich von mehr oder minder mächtigen Moorstandorten vor. Sie besiedeln natürlich und anthropogen offene Bereiche sowie lichte Moorstände und sind entsprechend nur in einer begrenzten Aufnahmezahl als vollständige Artengruppierung anzutreffen. Zumeist sind die Arten Halblichtpflanzen und Volllichtpflanzen (Lichtzahl L: 7 bis 9; siehe Anlage A 4.1-1, Spalte 1), Feuchte- und Nässezeiger (Feuchtezahl F: 7 bis 9) sowie Starksäure- und Säurezeiger (Reaktionszahl R: 1 bis 3). Die zugeordneten Reaktionszahlen weisen die Arten oft als Zeiger stickstoffärmster Standorte aus (N: 1, 2).

Artengruppe 1.1 umfasst innerhalb der Gruppierung den Flügel der stark lichtbedürftigen Feuchte- und Nässezeiger sowie Starksäurezeiger (L: 8, 9; F: 7, 8, 9, R: 1, 2) mit *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia* und dem Schlenkenbewohner *Sphagnum cuspidatum* sowie dem im Naturraum seltenen Bultbildner *S. magellanicum*. Das gemeinsame Vorkommen von Schlenken- und Bultbewohnern in einer Aufnahmezahl und damit letztlich in einem Artenblock bewirkt eine deutliche Spanne der Feuchtezahl von 7 bis 9. Zu großen Teilen handelt es sich um typische Arten der Hochmoorgesellschaften (DIERSSEN 1998). AG 1.1 ist damit typisch für nasse oligotrophe, wachsende oder allenfalls stagnierende Moore.

Artengruppe 1.2 umfasst Arten, die im Vergleich zu AG 1.1 weniger lichtbedürftig sind (*Vaccinium oxycoccos* oder *Eriophorum vaginatum*, L: 7) und teils eine etwas geringere Feuchte (*Empetrum nigrum*, F: 6) sowie Azidität (*Aulacomnium palustre*, R:3) zeigen.

Artengruppe 1.3 wird von Arten gebildet, die teils Frischezeiger (*Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*) sind. Sie sind zwar Halbschattenpflanzen (*V. vitis-idaea*) und Halblichtpflanzen, müssen aber im Bereich der Wälder als vergleichsweise lichtbedürftig eingestuft werden. Auch in dieser AG sind typische Arten der Hochmoorgesellschaften präsent. Die verringerte Präsenz der Artengruppe im linken Tabellenteil, aber auch der abgesenkte ungewichtete Feuchtwert deuten an, dass diese Arten zu nasse Standorte meiden – bzw. gemessen an wachsenden Mooren – bereits „relative Austrocknungszeiger“ sind.

Artengruppe 1.4 besiedelt ähnlich nasse Standorte wie AG 1.1, hebt sich aber durch einen Schwerpunkt bei höheren Reaktionszahlen ab (R: 2, 3). Typisch sind zahlreiche lichtbedürftige Arten, insbesondere Seggen (*Carex canescens*, *C. rostrata*, *C. nigra*, L: 7, 9, 8). Die AG umfasst typische Arten der Flach- und Zwischenmoore (PHILIPPI 1998) und charakterisiert nasse, mesotroph-saure Moore. Auffällig ist die nur schwach angebundene Art *Molinia caerulea*. Sie hat – bezogen auf das Aufnahmematerial – die weiteste ökologische Amplitude und fehlt mit Ausnahme der nassesten Moorbereiche in kaum einem der VT.

Gruppierung 2:

Im Gegensatz zur bereits beschriebenen Gruppierung 1 ist diese aus 21 Arten bestehende Gruppierung nicht so eng an die speziellen Standortsbedingungen gehölzarter Moore gebunden. Viele Arten sind Halbschatten- oder Halblicht-, in einem Fall sogar Schattenpflanzen (*Tetraphis pellucida*, L: 3), Frische- und Feuchtezeiger dominieren. Gegenüber Gruppierung 1 fehlen Starksäurezeiger weitgehend, während Säurezeiger vorherrschen. Mit *Sphagnum girgensohnii* und *Vaccinium myrtillus* treten typische Arten der boreo-alpinen Nadelwälder auf (SEIBERT 1992a/b).

Artengruppe 2.1 schließt mit *Sphagnum russowii*, *S. capillifolium* und *S. girgensohnii* feuchtebedürftige Arten (F: jeweils 7) ein, die in allen bodensauren Feuchtwäldern des UR höhere Deckungsgrade erreichen, nasse Moore jedoch meiden, wie ihre verminderte Stetigkeit im linken Teil der Tabelle verdeutlicht. Ebenso gemieden werden Nassstandorte, die zur Feuchtestufe „Frisch“ tendieren (äußerster rechter Tabellenteil).

Artengruppe 2.2 ist durch eine weite ökologische Amplitude gekennzeichnet, die sich in einer Präsenz in sehr vielen VT zeigt. Es handelt sich um weit verbreitete Säurezeiger wie *Vaccinium myrtillus*, *Dicranum scoparium* oder *Pleurozium schreberi*. Erstgenannte Spezies geht besonders weit in Nassbereiche hinein, allerdings mit verminderter Stetigkeit und geringen Deckungsgraden.

Artengruppe 2.3 verhält sich ähnlich wie AG 2.2, meidet jedoch stärker die nassen Moorbereiche und ist damit charakteristisch für stark ausgetrocknete, degenerierte Moore. *Deschampsia flexuosa* und *Galium saxatile* gehören hierzu.

Gruppierung 3:

Hier wurde nur eine **Artengruppe (AG 3)** gebildet. Die Zeigerwerte ähneln denen der Gruppierung 2, trotzdem kommen die Arten recht selten vor. Wegen dieser Seltenheit und weil es sich nur um elf Arten handelt, ist der Beitrag der AG zur Gesamtartenstruktur der Vegetationstypen relativ gering. Hinsichtlich des ökologischen Aussagewertes ist die AG trotzdem von Interesse. Alle Arten konzentrieren sich im Bereich der Moorwälder. Nach MAST (1999) handelt sich zumindest teilweise um Arten, die humide, hochmontane Klimate bevorzugen – charakteristisch sind *Dicranum polysetum*, *D. montanum*, *Dicranodontium denudatum* und *Bazzania trilobata*. Letztere Art ist kennzeichnend für Fichten-Tannen- und Fichtenwälder (SEIBERT 1992a).

Gruppierung 4:

Auf mineralischen Standorten (rechter Tabellenteil) verbreitet ist eine Gruppierung von acht teilweise hochsteten Arten. Die Mineralbodennähe führt zu einer verminderten Azidität – Starksäurezeiger überwiegen im Vergleich zu Gruppierung 3 nicht mehr. Alle Arten haben eine Stickstoffzahl zugewiesen bekommen, die teils recht hoch ist (*Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella*, N: 7, 6). Die Feuchtezahl variiert in einer engen Spanne von Frische- bis Feuchtezeigern (F: 5 bis 7).

Artengruppe 4.1 kommt in weiten Bereichen der hochmontanen Lagen im Erzgebirge und in

Fichtenforsten auf potenziellen Buchenstandorten ebenso verbreitet wie in natürlichen Fichtenwäldern vor. Es handelt sich um die feuchtebedürftigen Arten *Calamagrostis villosa*, *Trisetis europaea*, *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata*. Die beiden Erstgenannten sind kennzeichnend für Fichten-Tannen- und Fichtenwälder (SEIBERT 1992a).

Artengruppe 4.2 ist für frische, unvernässte Standorte (F: meist 5) charakteristisch und im Aufnahmematerial entsprechend selten. Hierzu gehören *Maianthemum bifolium* und *Athyrium filix-femina*.

Gruppierung 5:

Hier werden im Vergleich aller Gruppierungen hohe Feuchtezahlen erreicht. Es dominieren Nässezeiger. Auch Reaktions- und Stickstoffzahl erlangen meist hohe Werte (R und N: meist 5 bis 7) und entsprechen schwach eutrophen Verhältnissen. Besiedelt werden überwiegend quellige Nassstandorte. Die VA repräsentieren großteils flachgründige Moore. Etliche der 36 Arten sind typisch für Erlen-Bruchwälder, wie *Cirsium palustre*, *Viola palustris*, *Filipendula ulmaria* (OBERDORFER 1992). Nach MAST (1999) handelt es sich z. T. sogar um Charakterarten (*Cirsium palustre*, *Viola palustris*, weitere siehe Anlage A 4.1-1). Der Verbreitungsschwerpunkt der Gruppierung liegt folglich in erlenreichen Beständen.

Artengruppe 5.1 repräsentiert mäßig nährstoffreiche Sonderstandorte und kommt in den großen Moorkomplexen eher selten, zuweilen aber flächig vor. Augenfällig ist durch Dominanz und Habitus *Equisetum sylvaticum*, oft tritt *Cirsium palustre* hinzu. Die Arten werden von MAST (1999) als Quellzeiger ausgewiesen.

Artengruppe 5.2 umfasst gleichfalls Quellzeiger, die als Mäßigsäurezeiger sowie als Schwachsäure- und Schwachbasenzeiger (R: meist 5 bis 7) eine geringere Azidität belegen (z. B. *Filipendula ulmaria*, *Valeriana dioica*).

Artengruppe 5.3 kommt nach MAST (1999) im typischen Flügel der Erlen-Bruchwälder vor (z. B. *Equisetum fluviatile*).

Gruppierung 6:

Artengruppe (AG 6) erstreckt sich recht eigenständig über mesotrophe und eutrophe Nassstandorte (F: 6, 7). Besiedelt werden zudem durch Befahrung verdichtete Böden, typisch hierfür sind *Juncus conglomeratus* und *J. effusus*. Eine Bindung an Torfe besteht nicht. Reaktions- und Stickstoffzahl (R und N: 3, 4) bewegen sich in einem Bereich, der für mineralbodennahe Standorte typisch ist.

Gruppierung 7:

Diese Gruppierung umfasst wiederum nur eine **Artengruppe (AG 7)**. Auffällig sind erhöhte Stickstoffzahlen (N: oft 8, teils 9). Der indizierte Stickstoffreichtum des Bodens ist im UR untypisch für mittlere, ausschließlich aus nährstoffarmen Grundgesteinen gelegene Standorte (vgl. Kap. 2.2). Mit 27 Arten handelt es sich um eine der artenreichsten Gruppen, die allerdings recht unregelmäßig und meist in Nähe zum Mineralboden auftritt. Typische Vertreter sind *Urtica dioica*, *Senecio ovatus*, *Taraxacum officinale* agg. Diese Artenstruktur kann als

ein Spezifikum erzgebirgischer Wälder aufgefasst werden. Sie repräsentiert Verhältnisse, die im Gefolge von Kompensationskalkungen und den dadurch ausgelösten Humusumsetzungen auftreten (vgl. JÄPELT 2004, SCHINDLER et al. 2005a-c).

4.1.2 Überblick zu den untersuchten Vegetationstypen der Moor- und Nassstandorte

Mit 235 VA wird ein breites Spektrum erzgebirgischer Moor- und Nassstandorte repräsentiert. Es reicht von oligotroph-sauren bis zu eutrophen sowie von extrem nassen und damit waldfreien bis zu gering nassen Böden. Insgesamt konnten 28 Vegetationstypen (VT) unterschieden werden. Sie lassen sich nach floristischen Merkmalen in sieben moorökologische Gruppen (kurz: **Vegetationstypengruppen** – VTG) gliedern:

- VTG unbewaldeter, quelliger, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte (2 VT, 8 VA)
- VTG unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore (4 VT, 26 VA)
- VTG unbewaldeter Armmoore (3 VT, 19 VA)
- VTG bewaldeter Armmoore (6 VT, 80 VA)
- VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **ohne** *Calamagrostis villosa* (5 VT, 30 VA)
- VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **mit** *Calamagrostis villosa* (6 VT, 58 VA)
- VTG bewaldeter, schwach eutropher Reichmoore und mineralischer Nassstandorte (2 VT, 14 VA).

Das Aufnahmematerial spiegelt mit 221 VA in oligo- bis mesotrophen Bereichen sowie 182 waldgeprägten VA die aktuellen naturräumlichen Verhältnisse wider – alle Moore befinden sich auf sauren Grundgesteinen und tendieren aufgrund des humiden Berglandklimas zu einem oligotrophen Entwicklungspfad. Basenarmes Grundgestein lässt die Entwicklung von subneutralen und kalkhaltigen Mooren nicht zu. Die intensiven Entwässerungen der letzten 200 Jahre haben zudem eine relative Trockenheit und Waldfähigkeit bewirkt.

Alle VT wurden ranglos benannt. Eine floristische Charakteristik nach regionalen Artengruppen, mittleren Artenzahlen (mAZ) und mittleren Deckungsgraden (mD°) einzelner Schichten gibt einen ersten Überblick und verdeutlicht markante Unterschiede zwischen den VT. Die konkrete floristische Differenzierung der VT ist aus Anlage A 4.1-1 ersichtlich und wird in den folgenden Kapiteln 4.1.3.1 bis 4.1.3.7 detailliert beschrieben (einige beispielhafte Fotos in Anhang 4.1-1).

Vegetationstypen waldfreier Standorte

Nässezeiger der AG 1.1 - 1.4 und 5.1 bilden die Artengrundstruktur. Besiedelt werden geringmächtige Torfauflagen und mineralische, stark humose Nassstandorte. 28 von 53 VA befinden sich in ehemaligen Torfstichen. Die drei o. g. VTG der meso- bis oligotrophen Nassstandorte lassen sich anhand der AG klar differenzieren. Die Differenzierung der neun VT innerhalb der Gruppen ist meist deutlich (vgl. Anlage A 4.1-1). Die mittleren Artenzahlen der Krautschicht schwanken zwischen fünf und zwölf, die der Mooschicht zwischen zwei und

acht (Tab. 4.1-1, Zeile 3, 4). Die höchste mittlere Gesamtartenzahl weisen Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Gesellschaft und Bunttorfmoos-Gesellschaft der naturnahen Armmoore auf (18 / 17, Sp. 6, 7), die niedrigste die Schnabelseggen-Gesellschaft extrem nasser Zwischenmoore (8, Sp. 3). Die mittleren Deckungsgrade der Krautschicht bewegen sich zwischen 33 % und 87 %, die der Mooschicht zwischen 47 % und 84 %. Auch hier fällt die Bunttorfmoos-Gesellschaft auf, in diesem Falle durch besonders niedrige Deckungsgrade der Krautschicht.

Vegetationstypen bewaldeter Standorte

Es lassen sich zwei große Gruppen differenzieren: **bodensaure Wälder** mit wechselnden Anteilen von *Pinus rotundata*, *P. sylvestris*, *Betula pubescens*, *B. pendula* und *Picea abies* auf oligo- bis mesotrophen Nassstandorten einerseits und stärker **nährstoffbedürftige Wälder** mit *Alnus glutinosa* auf schwach eutrophen Nassstandorten andererseits. Der oligotrophe Standortsbereich (VT 3a-f) wird von Nässezeigern (AG 1.1-1.3) und Feuchtezeigern (Gruppierung 2) bestimmt. Er ist floristisch klar abgrenzbar und weist einen deutlichen Gradienten vom Nassen zum Trockenen auf. Ebenso klar differenziert sich der eutrophe Standortsbereich, in dem alle Säurezeiger ausfallen und mithin eine eigenständige Artenstruktur existiert (VT 6a-b, AG 5.1-2). Ähnlichkeiten weisen dagegen einige der nach Präsenz oder Absenz von Arten des *Calamagrostis villosae*-Piceetum getrennten VT auf (AG 1.4, 2). Dies betrifft die für mesotrophe Nassstandorte typischen VT 4e/5a und 4d/5b. Torfstiche haben in der VTG 4 einen hohen Anteil (23 von 30 VA). Die VT bewaldeter Standorte nehmen eine breite Spanne von max. 8 m mächtigen Torfauflagen bis zu stark humosen Nassstandorten ein. Während im oligotrophen Bereich auf Grund der immer vorhandenen Torfauflage von „Moorwäldern“ gesprochen werden kann, müssen die Wälder im meso- bis eutrophen Bereich neutral als „Feuchtwälder“ bezeichnet werden. Es handelt sich teils um Stagnogleye mit einer moorartigen Vegetation.

In der Baumschicht konnten insgesamt neun Arten (eine gebietsfremd) angetroffen werden, in der Strauchschicht zwölf Arten (zwei gebietsfremd, siehe Anlage A 4.1-1). Die Baumartenkombination ermöglicht eine Abgrenzung von **13 Bestandestypen** (Tab. 4.1-1, Zeile 13-25). Nach vorherrschender Baumart (*Pinus rotundata*, *Betula pubescens*, *B. pendula*, *Picea abies*) reduziert sich diese Anzahl allerdings auf **vier Bestandesgrundtypen im oligo- bis mesotroph-sauren Bereich** (Tab. 4.1-1) und **einem Bestandesgrundtyp im eutrophen Bereich** (Grundtypen gebildet durch Zusammenfassung der Bestandestypen nach erstgenannter Baumart). Das Auftreten von Reinbeständen (Tab. 4.1-1) und die Dominanz eines einzigen Bestandesgrundtyps (Tab. 4.1-1) ist nur in den ökologischen Extremen anzutreffen: *Pinus rotundata* auf sehr nassen Armmooren (VT 3a), *Betula pubescens* und *B. pendula* auf sehr nassen, mesotrophen Standorten (VT 4a) sowie *Picea abies* auf entwässerten Armmooren (VT 3d) und in den von *Calamagrostis villosa* geprägten minerotrophen Moorrandbereichen (VT 5a-5c, 5f). Die Mehrzahl der VT weist mehrere Bestandestypen auf, die jeweils mindestens zwei Baumarten umfassen (Tab. 4.1-1). Auffällig sind hier die Armmoore mit einer besonders weiten Spanne von bis zu acht Bestandestypen (VT 3e, Sp. 14). Eine klare Dominanz einzelner Baumarten ist – bezogen auf das gesamte Spektrum der VT und damit der Standorte – selten.

Tab. 4.1-1: Charakteristik der Vegetationstypen – mittlere Artenzahlen, mittlere Deckungsgrade und Präsenz von Bestandestypen

		0a: Sumpfkraatzdistel-Wollreitgras-Gesellschaft Ob: Sumpfkraatzdistel-Gilbweiderich-Gesellschaft 1a: Schnabelseggen-Gesellschaft 1b: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Gesellschaft 1c: Siebenstern-Schmalblattwollgras-Gesellschaft 1d: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Gesellschaft									4a: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4b: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4c: Sparrnbinsen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4d: Heidekraut Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4e: Pfeifengras-Torfmoos-Feuchtwald									5a: Pfeifengras-Wollreitgras-Feuchtwald 5b: Wollgras-Wollreitgras-Feuchtwald 5c: Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald 5d: Waldschachtelhalm-Wollreitgras-Feuchtwald 5e: Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald 5f: trennartenloser Wollreitgras-Feuchtwald									6a: Schnabelseggen-Schaumkraut-Feuchtwald 6b: Sumpfkraatzdistel-Schaumkraut-Feuchtwald		
Spalte	->	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28		
Zahl der VA (n)	->	3	5	3	7	9	7	3	8	8	7	5	17	11	28	12	4	5	7	9	5	4	8	7	9	21	9	7	7		
mittlere Artenzahl (mAZ in n)	Zeile																														
B1 + B2 + StS + VS	1																														
KS + VS	2	0,7	0,0	0,0	1,7	1,3	4,3	1,0	0,9	1,8	1,6	3,2	2,5	3,5	3,0	3,3	2,0	4,0	5,0	3,6	4,6	2,5	3,2	3,3	4,2	3,7	2,8	4,9	3,9		
MS	3	6,3	11,6	5,0	10,7	9,4	10,6	8,0	5,3	6,0	9,1	9,4	8,4	10,1	8,0	7,7	7,0	8,6	11,3	6,8	6,4	5,0	12,0	11,9	13,8	11,3	13,3	20,3	24,3		
Gesamt	4	3,0	2,6	3,0	3,6	3,6	3,1	8,3	4,1	3,1	13,3	15,6	12,8	15,8	11,0	10,4	7,5	3,4	3,7	5,6	3,2	5,8	5,0	8,1	7,3	9,1	6,3	8,4	5,9		
mittlere Deckungsgrade der Schichten (%)	6																														
B1	7	0	k.A.	0	2	1	4	0	0	1	0	10	20	26	38	37	38	23	13	36	48	48	34	37	70	49	59	64	64		
B2	8	0	k.A.	0	1	0	8	0	1	1	0	16	1	10	6	3	4	15	18	6	0	0	4	1	9	11	11	0	0		
StS	9	0	k.A.	0	1	2	5	7	1	1	67	18	27	13	12	11	2	13	13	6	30	9	6	9	4	8	6	34	21		
KS + VS	10	87	k.A.	57	62	59	71	33	48	49	79	47	75	71	72	68	38	79	82	71	68	53	72	92	49	76	62	86	85		
MS	11	53	k.A.	49	63	79	47	77	84	67	59	80	50	58	38	26	68	22	14	7	85	93	41	7	22	23	29	24	26		
Bestandestypen im Wald, Anzahl VA (n)	12																														
Fichte dominant	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	8	8	0	0	0	1	1	2	8	7	4	17	7	0	0		
Fichte mit Birke	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0		
Fichte mit Birke und Eberesche	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	2	0	0		
Fichte mit Wald-Kiefer	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	3	0	0	0	2	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0		
Fichte mit Moor-Spirke	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Fichte mit Latsche	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Birke dominant	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0		
Birke mit Fichte, tlw. Sp	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	7	1	0	2	2	3	1	0	0	0	1	1	0	0	0		
Moor-Latsche dominant	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Moor-Spirke dominant	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Moor-Spirke und Latsche	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Schwarzerle dominant	24	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	4	6		
Schwarzerle mit Birke	25	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	3	1		
Zahl der Bestandestypen	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	6	3	8	3	1	3	4	4	3	2	1	1	4	4	2	2	2		

B1 – Baumschicht 1 B2 – Baumschicht 2 StS – Strauchschicht VS – Verjüngung in Krautschicht KS – Krautschicht MS – Mooschicht k.W. – kein Wert

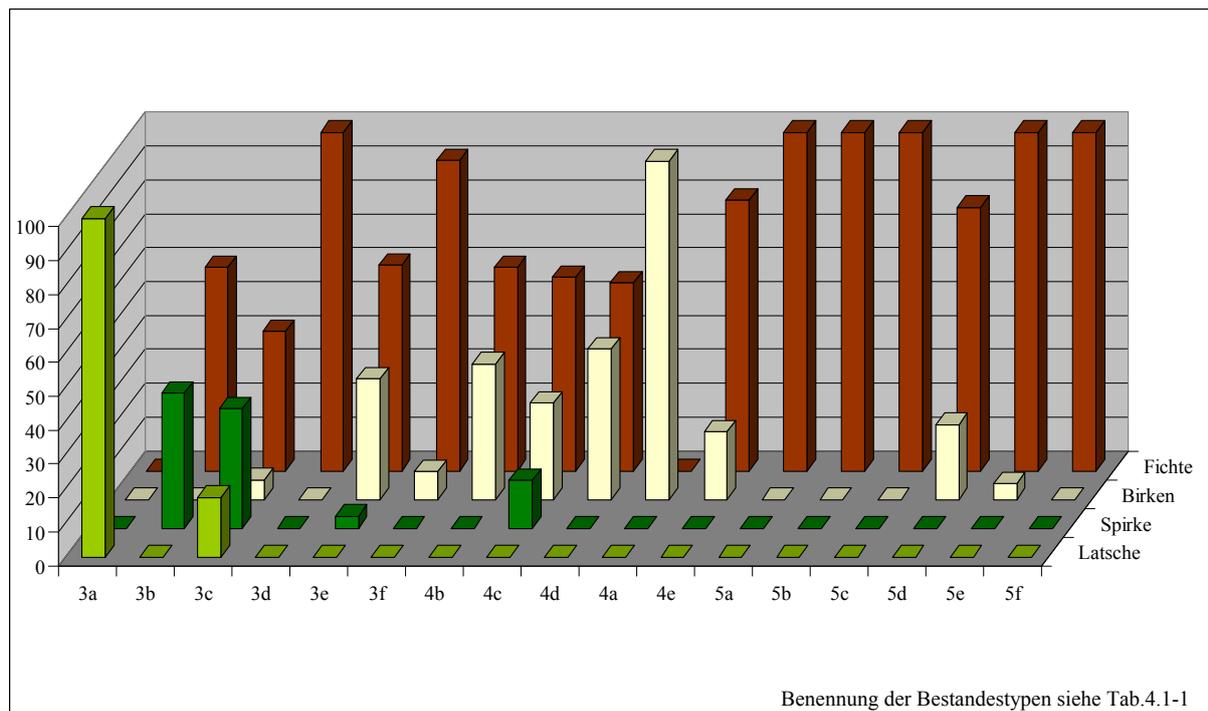


Abb. 4.1-1: Anteil von Bestandesgrundtypen in den Vegetationstypen oligo- und mesotroph-saurer Moore

In der Krautschicht schwanken die mAZ zwischen 6 und 24. Besonders artenreich sind Feuchtwälder auf eutrophen Standorten (Tab. 4.1-1, Sp. 27-28). In der Mooschicht werden mAZ zwischen 3 und 16 erreicht. Auffällig sind hier die überdurchschnittlich hohen mAZ in bewaldeten Armmooren (Sp. 10-15).

Der mD° der Baumschicht 1 liegt zwischen 10 % und 64 %. Die höchsten Werte haben erlenreiche Feuchtwälder auf eutrophen Standorten (Sp. 27-28). Die Krautschicht erreicht Werte zwischen 38 % und 92 %. Niedrige Deckungsgrade finden sich in bewaldeten Armmooren, hohe dagegen in bewaldeten Reichmooren. Die Extrema für die Deckung der Mooschicht befinden sich im bewaldeten, meso- bis eutrophen Bereich. Geringe Deckungsgrade haben die VT 4d und 5c (7 %, Sp. 19, 23), hohe dagegen der VT 5a (93 %; Sp. 21).

In einigen VA war das starke lebensraumtypische Auftreten von Stickstoff- (*Urtica dioica*, *Taraxacum officinalis* agg., etc) und Basenzeigern (*Tortella tortuosa*, *Fissidens taxifolius*) auffällig. Um den Effekt auf die mAZ zu prüfen, wurden die VA nach Präsenz bzw. Absenz dieser Zeiger sortiert und verglichen (Tab. 4.1-2). Aufnahmen mit dem Auftreten nur einer oder weniger Arten der AG 7 wurden bei dieser Analyse ausgeschlossen. Im Bereich der Armmoore waren drei von 28 VA des Trunkelbeer-Moorwaldes (VT 3e) betroffen, im Bereich mesotropher Nassstandorte zwei von sieben VA des Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwaldes (VT 5c), zehn von 21 VA des Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwaldes (VT 5e) und fünf von neun VA des trennartenlosen Wollreitgras-Feuchtwaldes (VT 5f). Überwiegend ist ein deutlicher Anstieg der mAZ zu verzeichnen. Die mAZ für Moos- und Krautschicht gemeinsam kann auf das Zweifache steigen, die der Mooschicht sogar auf das Dreifache (VT 5c; Spalte „Verhältnis“).

Tab. 4.1-2: Vergleich der mittleren Artenzahlen von Vegetationsaufnahmen mit bzw. ohne Auftreten lebensraumuntypischer Stickstoffzeiger

	mittlere Artenzahl				Zahl der VA		lfd-Nr.VA	
	Anzahl (n)		Differenz	Verhältnis	A	B	Tab-Anhang 4.1-1	
	A - ohne Nährstoffzeiger	B - mit Nährstoffzeiger	(B-A)	(A/B)			A	B
Vegetationstyp 3e: Trunkelbeer-Moorwald								
KS ohne VS	7,3	10,8	3,4	1,5	23	3	94 - 102	112-114
MS	10,3	16,3	5,9	1,6			104-110	
Gesamt	17,7	27,0	9,3	1,5			115-121	
Vegetationstyp 5c: Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald								
KS ohne VS	10,2	16,0	5,8	1,6	5	2	178 - 182	176 - 177
MS	5,2	15,5	10,3	3,0				
Gesamt	15,4	31,5	16,1	2,0				
Vegetationstyp 5e: Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald								
KS ohne VS	7,6	15,3	7,7	2,0	11	10	192 - 197	198 - 203
MS	9,9	8,2	-1,7	0,8			204 - 208	209 - 212
Gesamt	17,5	23,5	6,0	1,3				
Vegetationstyp 5f: trennartenloser Wollreitgras-Feuchtwald								
KS ohne VS	8,7	16,4	7,7	1,9	3	5	214 - 216	217-221
MS	5,7	6,8	1,1	1,2				
Gesamt	14,3	23,2	8,9	1,6				

VS – Baumartenverjüngung in Krautschicht

KS – Krautschicht

MS – Moosschicht

VA – Vegetationsaufnahme

A – ohne Nährstoffzeiger

B – mit Nährstoffzeigern

4.1.3 Vegetationstypen der Moor- und Nassstandorte

4.1.3.1 Vegetationstypen unbewaldeter, quelliger, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte

Vorkommen im UR und Grundstruktur

Waldfreie mesotrophe Moore unterliegen im UR meist einer wirtschaftlichen oder naturschutzfachlich orientierten, extensiven Wiesennutzung. Typisches Beispiel hierfür sind Bestände in den NSG Hermannsdorfer Wiesen und Geisingbergwiesen. Die Entwicklung derartiger Moore wird vom Menschen gezielt beeinflusst. Für das Studium autogener Prozesse sind sie wenig geeignet. Moorbereiche die allein auf Grund ihrer Nässe unbewaldet sind, sind nur selten aufzufinden. Aufnahmematerial liegt aus dem NSG Moor an der Roten Pfütze* (5) sowie den Kleinstmooren an der Ernemannhütte*, dem Diebgrundteich* und bei Hennersdorf* vor (je 1). Teilweise konnten Torfe bis zu 0,6 m Mächtigkeit nachgewiesen werden. Allein auf Grund ihrer geringen Anzahl spiegeln die VA nur einen Bruchteil der natürlichen Vielfalt wider.

Für beide Vegetationstypen (VT 0a/0b) sind wenige AG typisch, zudem sind die AG nur mit einigen Arten präsent (AG 1.4, 4.1, 5.2). Alle AG zeigen eine hohe Nässe. Der Artengrundbestand wird von *Sphagnum fallax* und *Cirsium palustre* gebildet, zu denen dann je nach Ausprägung weitere Arten treten. Meist besteht ein deutlicher Quellwassereinfluss.

Vegetationstyp 0a: Sumpfkatzdistel-Wollreitgras-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): keine vergleichbare Pflanzengesellschaft

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): keine zugeordnet

FFH-LRT (LFUG 2008): keiner

Lokalisierung (mit Zahl VA): Ernemannhütte* (1), Diebgrundteich* (1), Hennersdorfer Grund* (1)

Alle VA befinden sich in kleinen, waldfreien Moorbereichen mit geringmächtiger organischer Auflage (0,1-0,6 m). Die artenarmen Bestände werden von *Calamagrostis villosa* und *Equisetum sylvaticum* dominiert, zu denen u. a. *Galium uliginosum*, *Stellaria alsine* und *Calliergon stramineum* hinzutreten. Im Waldbereich ist dieser VT nur punktuell anzutreffen. Die umgebenden Waldbestände sind nässebedingt oft instabil.

Vegetationstyp 0b: Sumpfkatzdistel-Gilbweiderich-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): keine vergleichbare Pflanzengesellschaft

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): keine zugeordnet

FFH-LRT (LFUG 2008): keiner

Lokalisierung (mit Zahl VA): NSG Moor an der Roten Pfütze * (5)

Angaben zu Torfauflagen ließen sich nicht recherchieren. Im Vergleich zu VT 0a kommen nässezeigende Vertreter der trophisch anspruchsvollen AG 5 (*Epilobium palustre*, *Cardamine amara*) ebenso wie anspruchslosere Arten der AG 1.4 hinzu (u. a. *Carex rostrata*, *Agrostis canina*). Bestände, die dem VT ähneln, sind auch außerhalb des NSG anzutreffen. Es handelt sich auch hier um kleine waldfreie Moorbereiche.

4.1.3.2 Vegetationstypen unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte

Vorkommen im UR und Grundstruktur

Auch hier sind nässebedingt waldfreie Moorbereiche nur selten aufzufinden. Sie existieren in verlandenden Torfstichen (Hormersdorfer Hochmoor, Kriegswiese, Mooshaide, Krünigshaide – im Folgenden mit „TS“ gekennzeichnet) oder – noch seltener – in extrem nassen Moorrand- und Muldenlagen, Laggs oder Flachrüllen (Mothhäuser Haide, Hühnerhaide, Rotes Wasser*). Hiezu kommen baumfreie Lichtungen in Kleinstmooren (Reinhardtsgrimmaer Heide*, Seifengrundmoor*, Hennersdorfer Moor*). Nur in einem Fall konnte ein vollständiges, kaum bewaldetes, mesotroph-saures Zwischenmoor dokumentiert werden (Moor an der Schweinitz). Das Aufnahmемaterial repräsentiert die nässebedingt waldfreien Moore mit 26 VA. Die Torfauflagen überschreiten im Bereich der PF_{VA} selten 0,6 m.

Es lassen sich vier Vegetationstypen unterscheiden. Sie alle sind durch das Vorkommen nur weniger Artengruppen gekennzeichnet. Es dominieren schwach nährstoffbedürftige Nässezeiger (AG 1.4). Den relativ lichtbedürftigen Artengrundbestand bilden *Sphagnum fallax*, *Eriophorum angustifolium*, *Polytrichum commune*. Hinzu kommen trophisch anspruchsvollere Arten der Braunseggen-Sümpfe wie *Carex nigra*, *Agrostis canina* und *Juncus filiformis*. Trophisch anspruchslose Arten der zwergstrauchreichen Torfmoos-Hochmoorgesellschaften (*Eriophorum vaginatum* AG 1.2) und Arten trockenerer Standorte (*Vaccinium myrtillus* AG 2.2) können nur teilweise vorkommen. Torfmoosdeckungsgrade von 50 % werden i. d. R. überschritten.

Vegetationstyp 1a: Schnabelseggen-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Vegetation bodensaurer offener Zwischen- und Niedermoore

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): *Carex rostrata*-*Caricion lasiocarpae*-Gesellschaft

FFH-LRT (LFUG 2008): Übergangs- und Schwingrasenmoore 7140, soweit „Hochmoorarten“ auftreten

Lokalisierung (mit Zahl VA): Lehmhaide (1), TS Stengelhaide* (2)

Die VA der Stengelhaide liegen in den eingemuldeten, mit Wasser überrieselten Abflussbahnen einer stark in Wiedervernässung begriffenen, maximal 70 Jahre alten Torfstichsohle. In der Lehmhaide wurde die Verlandungszone eines Flößteiches erfasst, der im 16. Jh. in das Moor hinein gestaut wurde. Nässe- und schwache Nährstoffzeiger beherrschen die Artenstruktur (AG 1.4). Auffällig ist die Dominanz von *Carex rostrata* und anspruchsvolleren Torfmoosen (*Sphagnum fallax*; *S. riparium* als Zeiger bewegten Wassers). Bestände dieser Art sind aufgrund der extremen Standortbedingungen im UR sehr selten anzutreffen.

Vegetationstyp 1b: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Vegetation bodensaurer offener Zwischen- und Niedermoore

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Übergang *Carici canescentis*-*Agrostietum caninae* / *Carex nigra*-*Scheuchzerio-Caricetea fuscae*-Gesellschaft

FFH-LRT (LFUG 2008): Übergangs- und Schwingrasenmoore 7140, soweit „Hochmoorarten“ auftreten; teilweise Regenerierbare Hochmoore 7120

Lokalisierung: TS Hormersdorfer Hochmoor* (3), TS Krünigshaide (1), TS Stengelhaide* (1), TS Mooshaide (1), Mothhäuser Haide (1)

Fast alle PF_{VA} liegen in stark vernässenden Torfstichsohlen, repräsentieren also eine initiale, wiedereinsetzende Moorbildung. Einzig in der Mothhäuser Haide wurde ein nicht abgetorfte Seitenkantenlagg dokumentiert. Zu den unter VT 1a genannten Arten treten sowohl die Schwach-Nährstoffzeiger *Carex nigra*, *Juncus filiformis*, *Potentilla erecta* (AG 1.4), *Calamagrostis villosa* (AG 4.1) als auch das in Armmooren verbreitete *Eriophorum vaginatum* hinzu. *Viola palustris* und *Agrostis stolonifera* (AG 5.1) kennzeichnen einen Quellcharakter. Der Starknässezeiger *Carex rostrata* ist nicht mehr dominant. In zwei Gebieten grenzen an den VT randlich nässebedingte Waldauflichtungen an (Mothhäuser Haide, Mooshaide).

Vegetationstyp 1c: Siebenstern-Schmalblattwollgras-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Vegetation bodensaurer offener Zwischen- und Niedermoore

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Übergang *Carici canescentis*-*Agrostietum caninae* / *Carex nigra*-*Scheuchzerio-Caricetea fuscae*-Gesellschaft

FFH-LRT (LFUG 2008): Übergangs- und Schwingrasenmoore 7140, soweit „Hochmoorarten“ auftreten; teilweise Regenerierbare Hochmoore 7120

Lokalisierung: TS Hormersdorfer Hochmoor* (1), Hühnerhaide (1), TS Mooshaide (2), Zwischenmoor an der Schweinitz (1), Hennersdorfer Moor* (2), Reinhardtsgrimmaer Heide* (1), Seifengrundmoor* (1)

Auch hier befindet sich ein Teil der PF_{VA} in Torfstichen. Natürliche, allenfalls mäßig entwässerte Standorte wurden in der Hühnerhaide (Seitenkantenlagg) und in den mesotroph-sauren Zwischenmooren an der Schweinitz sowie in Kleinstmooren des unteren Berglandes erfasst. Vertreter der AG 2 (z. B. *Galium saxatile*, *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*) belegen im Vergleich zu VT 1c einen verminderten Feuchtegrad. VA 20, 26, 27 repräsentieren eine Ausprägung des VT ohne oligotrophente „Hochmoorarten“, wie sie in den nicht abgetorfte Moorrandbereichen noch häufiger anzutreffen ist. Das stete Vorkommen von *Trientalis europaea* und *Calamagrostis villosa* verdeutlicht die weite ökologische Amplitude der

beiden Arten, die für den UR bisher nur für bodensauere Wälder und Forsten beschrieben wurden, ganz offensichtlich aber auch nährstoffreichere Zwischenmoore besiedeln können. Auch hier konnten randlich angrenzende Waldauflichtungen beobachtet werden (Hühnerhaide, Seiffengrund).

Vegetationstyp 1d: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Vegetation bodensaurer offener Zwischen- und Niedermoore

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Übergang *Carici canescentis-Agrostietum caninae* / *Carex nigra-Scheuchzerio-Caricetea fuscae*-Gesellschaft

FFH-LRT (LFUG 2008): Übergangs- und Schwingrasenmoore 7140, soweit „Hochmoorarten“ auftreten; teilweise Regenerierbare Hochmoore 7120

Lokalisierung: TS Hormersdorfer Hochmoor* (7)

Bestände dieser Gesellschaft wurden nur von HOMMEL (1996) dokumentiert. Es handelt sich um den etwas trockeneren Randbereich des im Hormersdorfer Hochmoor bis etwa 1945 betriebenen Torfstiches. Zu den unter VT 1b genannten Arten treten, wie in kaum einen anderen VT der offenen Moore, mit teils erhöhter Artmächtigkeit und immer hoher Stetigkeit solche Arten, die auf starke Nässe empfindlich reagieren (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*). Folglich ist dies auch der VT mit den stärksten Tendenzen zur Bewaldung. Es finden sich typische anspruchlose Baumarten wie *Picea abies*, *Betula pubescens* und *Pinus rotundata*. Der Gesamtdeckungsgrad der für sich jeweils sehr schütterten Gehölzschichten erreicht immerhin 18 %.

4.1.3.3 Vegetationstypen unbewaldeter Armmoore

Waldfreie oligotrophe Moorbereiche sind derart ertragsschwach und unzugänglich, dass sie im UR gegenwärtig kaum einer wirtschaftlichen Nutzung unterliegen. Ihre Entwicklung wird jedoch meist indirekt beeinflusst (Immissionen, Veränderung des Wasserhaushaltes in der umgebenden Landschaft). Das Material dokumentiert mit 19 VA fünf mehr oder weniger gestörte Moore mit meist kleinen Offenbereichen: Torfstiche in Hormersdorfer Hochmoor* (6) und Stengelhaide* (2) sowie nicht abgebaute Bereiche der Mothhäuser Haide (8), Hühnerhaide (1) und des Zwischenmoores an der Schweinitz (2). Ein Teil der PF_{VA} (39, 40, 42, 49, 53) befindet sich in Bereichen, deren Bestockung nässebedingt abgestorben ist.

Drei Vegetationstypen sind unterscheidbar. Sie sind durch das Vorkommen nur weniger Artengruppen gekennzeichnet. Die AG 1.2 bis 1.4 sind meist unvollständig vertreten. Den Artengrundbestand bilden u. a. die schwach nährstoffbedürftigen Arten *Sphagnum fallax*, *Eriophorum angustifolium* und *Polytrichum commune*. Typisch sind weiterhin lichtbedürftige, trophisch anspruchlose, teils starke Nässe ertragende Arten der zwergstrauchreichen Torfmoos-Hochmoorgesellschaften wie *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum* und *Calluna vulgaris*. Anspruchsvollere Arten der Zwischenmoore fallen aus. Auch hier können nur wenige Arten trockenerer Standorte wie *Vaccinium myrtillus* (AG 2.2) eindringen. Die Torfmoosdeckungsgrade überschreiten vielfach 75 %.

Vegetationstyp 2a: Bunttorfmoos-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): keine vergleichbare Pflanzengesellschaft

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Sphagnetum magellanicum

FFH-LRT (LFUG 2008): 7110 Lebende Hochmoore, 7120 Regenerierbare Hochmoore

Lokalisierung: Mothhäuser Haide (2), TS Brandhübelmoor (1)

Pflanzenbestände mit der typischen Artenzusammensetzung waldfreier oligotropher Moore konnten in den untersuchten Gebieten nur punktuell (drei VA an zwei Stellen) aufgefunden werden. Es handelt sich dabei um das 8 m mächtige Moormächtigkeitszentrum der Mothhäuser Haide und den etwa 3 m mächtigen Torfkörper im abgeschobenen Torfstichrandbereich des Brandhübelmoores. Die sehr kleinen Flächen bestehen jeweils aus mehreren baumfreien Lichtungen, die durch lockere Gehölzbestände getrennt werden. Sie sind torfmoosreich. Artengruppe 1.1 (oligotroph, nass, viel Licht; vgl. Kap. 5.1.3.3) beherrscht das Bild, während AG 1.2 und 1.3 (oligotroph, geringerer Feuchtegrad und Licht) nur in Teilen und alle weiteren AG (2 bis 4) trockenerer Standorte kaum auftreten. Das Hervortreten von *Eriophorum vaginatum* und das regelmäßige Vorkommen von *Calluna vulgaris* sowie *Vaccinium myrtillus* ist typisch für eine vergleichsweise trockene Ausprägung. Etliche größere Schlenken und niedrige Bulte sind vorhanden. Hier finden sich die letzten bedeutenden Vorkommen von *Sphagnum tenellum* und *Drosera rotundifolia*. Bemerkenswert sind weiterhin *Sphagnum rubellum*, *S. cuspidatum* und größere Bestände von *Andromeda polifolia*.

Vegetationstyp 2b: Scheidenwollgras-Spießtorfmoos-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): keine vergleichbare Pflanzengesellschaft

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): *Eriophorum vaginatum-Oxycocco-Sphagnetum*-Gesellschaft

FFH-LRT nach LFUG (2008): 7120 Regenerierbare Hochmoore

Lokalisierung: TS Hormersdorfer Hochmoor* (5), Mothhäuser Haide (3)

Dokumentiert wurden wiedervernässende Resttorfkörper (ca. 0,6 m) im Hormersdorfer Hochmoor und wiedervernässende Bereiche des original erhaltenen, oligotrophen Moorkörpers der Mothhäuser Haide (3,0 bis 7,5 m Torf). Viele der unter VT 2a beschriebenen Arten verschwinden, ohne dass neue Arten hinzukommen. *Eriophorum angustifolium* und *Polytrichum commune* zeigen ein Nährstoffangebot, das sich bereits nicht mehr im Minimalbereich befindet. Typisch für wiedervernässende Armmoore scheint die teilweise hohe Dominanz von *Sphagnum fallax* zu sein.

Vegetationstyp 2c: Scheidenwollgras-Moosbeer-Gesellschaft

PNV (SCHMIDT et al. 2002): keine vergleichbare Pflanzengesellschaft

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): *Eriophorum vaginatum-Oxycocco-Sphagnetum*-Gesellschaft

FFH-LRT nach LFUG (2008): Regenerierbare Hochmoore 7120 (Übergangs- und Schwingrasenmoore 7140)

Lokalisierung: TS Hormersdorfer Hochmoor* (2), Mothhäuser Haide (2), Hühnerhaide (1), TS Stengelhaide* (2), Zwischenmoor an der Schweinitz (1)

Die VA repräsentieren stark vernässende Resttorfkörper in der Stengelhaide und im Hormersdorfer Hochmoor, schwach entwässerte Wasserabzugsbahnen, möglicherweise innere Laggs in den überwiegend oligotrophen Mooren Hühnerhaide und Mothhäuser Haide sowie die schwach mesotrophen Bereiche des Zwischenmoores an der Schweinitz. Torfmoosrasen, vorwiegend *Sphagnum fallax* sowie *Eriophorum angustifolium*, *E. vaginatum*, *Vaccinium*

oxycoccus (AG 1.1, z. T. 1.3) bestimmen das Bild und lassen auf sehr nasse Standortverhältnisse schließen, wobei *Carex canescens* eine gewisse Nährstoffverfügbarkeit anzeigt. In Mothhäuser und Hühnerhaide ist die hohe Nässe mit einem Absterben von Bäumen im Randbereich verbunden.

4.1.3.4 Vegetationstypen bewaldeter Armmoore

Vorkommen im UR und Grundstruktur

Die insgesamt 80 von 235 VA im Bereich Gehölz- und Waldbeständen beerstrauchgeprägter, oligotropher bis schwach mesotropher Moorbereiche dokumentieren 28 Moore, die forstlich nicht oder nur extensiv genutzt sind. Die Torfauflagen überschreiten vielfach 2 m und erreichen in der Mothhäuser Haide bis zu 8 m. Als Referenz für forstlich ungestörte Bestände dienen die inneren Moorkörper von Großem und Kleinem Kranichsee*, Friedrichsheider Hochmoor* und Kiebickenmoor*. Allenfalls extensiv genutzt werden Bestände in der Mothhäuser Haide, Gründelhaide, Bauernhaide, Oberen und Unteren Bärenlochhaide, Erlhaide, Krünigshaide, Westl. Stengelhaide, Totemannshaide, Jägersgrüner Hochmoor*, Grünhaider Hochmoor*, Butterwegmoor*, Moor am Floßgraben*, Große Säure*, Butterwegmoor*. Bestände, die durch Torfstiche randlich beeinträchtigt sind, befinden sich in Stengelhaide* und Weiters Glashütte*. Von SO₂-Immissionen (und deren Folgen) stark verändert wurden die Bestockungen von Hühnerhaide, Brandhübelmoor, Badwegmoor, Moor an der alten Eins, Oberem und Unterem Teichhübelmoor.

Die Artengrundstruktur wird von relativ nässe- und schattentoleranten, trophisch anspruchslosen Arten der AG 1.2, 1.3, 2.1 bis 2.3 und 3 gebildet. Als typische, hochstete Arten sind beispielhaft zu nennen: *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Sphagnum capillifolium*, *S. russowii*, *S. girgensohnii*, *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*. Arten des Wollreitgras-Fichtenwaldes kommen sporadisch vor (VTG 5; *Calamagrostis villosa*, *Trientalis europaea*) und kombinieren sich auffällig mit Kalkungszeigern. Die Tabelle spiegelt von links nach rechts einen Gradienten zu mehr Trockenheit und dichteren Waldbeständen wider. Dieser Gradient kommt in einer verringerten Präsenz der hochmoortypischen AG 1.1 bis 1.3 (z. B. *Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccus*) und einer Zunahme der waldmoortypischen AG 2.1 bis 2.3 zum Ausdruck.

Vegetationstyp 3a: Rosmarinheide-Moorgehölz

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Moorkiefern-Moorgehölz

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Sphagnetum magellanici pinetosum

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D3* Bergkiefern-Moorwälder

Lokalisierung: Großer Kranichsee* (3), Kleiner Kranichsee* (1), Kiebickenmoor* (2), Weiters Glashütte* (1)

Die Strauchschicht wird von relativ dichten, mannshohen, einschichtigen *Pinus rotundata*-Beständen gebildet (D° ca. 70 %). Trotzdem tritt zu den bereits genannten Arten die für waldfreie Hochmoore typische, nahezu vollständige Garnitur lichtbedürftiger Arten, wie z. B. *Sphagnum magellanicum*, *Andromeda polifolia*, *Myrica anomala* (AG 1.1), *Empetrum nigrum* (AG 1.2). Hinzu kommen etwas trockenheitstolerantere Arten wie *Vaccinium uliginosum* (AG 1.3). Die Artenstruktur schließt recht gut an die der Bunttorfmoos-Gesellschaft (VT 2.1) an, wobei die AG 1.3 und 2.1 bis 2.3 durch ihr Hinzukommen differenzierend wirken.

Vegetationstyp 3b: Rosmarinheide-Moorwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Moorkiefern-Moorgehölz

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae, Vaccinio uliginosi-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D3* Bergkiefern-Moorwälder, 91D4* Fichten-Moorwälder

Lokalisierung: Mothhäuser Haide (5)

In der Gesamtheit von 80 VA nehmen diese 5 VA eine Sonderstellung ein, da sie in dieser Artenstruktur nur in einem Moor, der Mothhäuser Haide, vorgefunden werden konnten (Torf 3,0-6,0 m). Es handelt sich um lichte, mehrschichtige Bestände, in denen *Pinus rotundata* grex arborea, *P. rotundata* grex prostrata und *Picea abies* vorkommen. Der Deckungsgrad aller Gehölzschichten reicht von ca. 30 bis 89 %. Die Artenstruktur ist sonst sehr ähnlich VT 3a, allerdings fehlt *Sphagnum magellanicum*. Stattdessen treten *S. cuspidatum*, ein Schlenkenbewohner, *Molinia caerulea* und *Polytrichum commune* auf.

Vegetationstyp 3c: Moosbeer-Moorwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): (Fichten-)Spirken-Moorwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae, Vaccinio uliginosi-Piceetum, selten Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D3* Bergkiefern-Moorwälder, 91D4* Fichten-Moorwälder, selten 91D1* Birken-Moorwälder

Lokalisierung: Mothhäuser Haide (8), Erlhaide (1), Großer Kranichsee* (1), Kleiner Kranichsee* (1), Große Säure* (1), Butterwegmoor* (2), Weiters Glashütte* (1), Friedrichsheider Hochmoor* (1), Moor am Floßgraben* (1)

In diesem VT, der auf 1 bis 8 m mächtigen Torfen angetroffen wurde, kommt fast die gesamte Bandbreite möglicher Bestandestypen mit *Pinus rotundata*, *Betula pubescens* und *Picea abies* vor. Die stark Nässe ertragende und lichtbedürftige AG 1.1 fehlt vollständig. Im nassesten Bereich (VA 67-71) dominieren einschichtige Gehölzbestände aus *Pinus rotundata* grex prostrata mit *Empetrum nigrum*, denen etliche Vertreter der AG 2.1 fehlen (z. B. *Cephalozia bicuspidata*).

Vegetationstyp 3d: Moosbeer-Drahtschmielen-Moorwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): (Fichten-)Spirken-Moorwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Vaccinio uliginosi-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D4* Fichten-Moorwälder

Lokalisierung: Mothhäuser Haide (2), Hühnerhaide (1), Westl. Stengelhaide (2), Oberes Teichhübelmoor (1), Gründelhaide (1), Untere Bärenlochhaide (1), Bauernhaide (1), Erlhaide (1), Kleiner Kranichsee* (1)

Torfauflagen erlangen im Bereich der PF_{VA} 1 bis 4 m Mächtigkeit. Die VA dokumentieren *Picea abies*-dominierte Bestandestypen. *Betula pubescens* und *Pinus rotundata* sind gelegentlich beigemischt. Die AG 1.1 fällt vollständig aus. Die trockenheitszeigende AG 2.3 mit *Deschampsia flexuosa*, *Galium saxatile* und weiteren fünf Arten tritt neu hinzu. Auffällig ist das verstärkte Vorkommen von *Sphagnum fallax*. *Aulacomnium palustre* deutet eine mit der Trockenheit einhergehende, verbesserte Nährstoffversorgung an (F 7, R3).

Vegetationstyp 3e: Trunkelbeer-Moorwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Typischer Fichten-Moorwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis, Vaccinio uliginosi-Piceetum, selten Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D1* Birken-Moorwälder, 91D4* Fichten-Moorwälder, selten 91D3* Bergkiefern-Moorwälder

Lokalisierung: Mothhäuser Haide (3), Erlhaide (1), Krünigshaide (1), Lehmhaide (1), Hühnerhaide (2), Oberes (1) und

Teichhübelmoor (2), Bärenlochhaide (4), Brandhübelmoor (3), Bauernaide (1), Westl. Stengelhaide (1), Große Säure* (1), Jägersgrüner Hochmoor* (1), Grünhaider Hochmoor* (1), Moor am Floßgraben* (3), TS Stengelhaide* (3)

Außer Gehölzbeständen mit *Pinus rotundata* grex *prostrata* kommen alle zum Beginn des Kapitel 4.1.2 beschriebenen Bestandestypen vor. Neben AG 1.1 fällt nun auch AG 1.2 mit fünf von sieben Arten, bis auf *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium uliginosum*, weitgehend aus. Die anderen AG sind unverändert. Die Torfauflagen erreichen 1 bis 3 m.

Vegetationstyp 3f: Preiselbeer-Moorwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Beerstrauch-Fichten-Moorwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Vaccinio uliginosi-Piceetum, selten Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D4* Fichten-Moorwälder, selten 91D1* Birken-Moorwälder

Lokalisierung: Mothhäuser Haide (4), Hühnerhaide (2), Bauernaide (2), Unteres Teichhübelmoor (1), Moor an der alten Eins (1), Badwegmoor (1), Große Säure* (1)

Gesamtzahl der VA / mittlere Artenzahl: 12 / 21

In der Baumschicht herrscht *Picea abies*, teilweise auch mit *Betula pubescens* und *B. pendula*. *Pinus rotundata* fehlt. *Pinus contorta* wurde auf Immissionsschadflächen gepflanzt. Dieser VT kann als eine Rumpfgesellschaft der Moorwälder aufgefasst werden, der alle lichtbedürftigen Vertreter der AG 1 und teilweise sogar der AG 2 und 3 fehlen sind, ohne dass neue Arten hinzugekommen. *Calluna vulgaris*, *Melampyrum pratense* und *Vaccinium vitis-idaea* zeigen weiterhin nährstoffarme Verhältnisse auf. Im trockensten Flügel wird *Molinia caerulea* teilweise dominant.

4.1.3.5 Vegetationstypen bewaldeter Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte ohne *Calamagrostis villosa*

Vorkommen im UR und Grundstruktur

Mit 30 gegenüber 80 VA sind seggenreiche Wälder im Aufnahmematerial deutlich schwächer vertreten als beerstrauchreiche Wälder. Ein Teil der untersuchten Flächen befindet sich bereits nicht mehr auf Torfstandorten im Sinne der FSK, sondern auf Anmoor- und Humusstaugleyen. Die höchste Torfauflage mit 1,5 m war in der Mooshaide nachweisbar. Um Nähe und Übergang zu mineralischen Nassstandorten zu verdeutlichen, wird im Folgenden neutral von „Feuchtwäldern“ gesprochen. Fast alle Aufnahmeflächen liegen sich in ehemaligen Torfstichen (Stengelhaide, Hormersdorfer Hochmoor, Krünigshaide, Mooshaide bei Marienberg) oder deren Umfeld (Hormersdorfer Hochmoor), sind also mehr oder minder stark von Sukzessionsprozessen, insbesondere einer Wiederbewaldung, bzw. einem Baumartenwandel betroffen. Ausnahmen bildet die VA des Jägersgrüner Hochmoores* (lichter Waldbestand im Lagg) und die Kleinstmoore* von Seiffengrund und Eisenbornbach. Die Artengrundstruktur wird von relativ nässe- und schattentoleranten, teils trophisch anspruchlosen, teils anspruchsvolleren Arten der AG 1.3 und 1.4 gebildet. Alle weiteren, schatten- und trockenheitstoleranteren AG sind wenig (AG 2) oder nicht (AG 3) vertreten. Dies ist Ausdruck einer hohen Nässe und zugleich ein Merkmal, dass gegenüber den VT der Moorwälder und der Feuchtwälder mit *Calamagrostis villosa* abgrenzt. Als typische, hochstete Arten sind beispielhaft zu nennen: *Sphagnum fallax*, *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*, *Carex nigra* und (nicht dominant) *Vaccinium myrtillus*. Die Tabelle spiegelt von links nach rechts einen Gradienten zu mehr Trockenheit und Nährstoffarmut wider.

Vegetationstyp 4a: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): ähnlich Moorbirken-Moorwald des Tieflandes

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Piceetum*

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D3* Birken-Moorwälder, 91D4* Fichten-Moorwälder

Lokalisierung: TS Mooshaide bei Marienberg (2), TS Stengelhaide* (1), NSG Moor an der Roten Pfütze* (1)

Die Baumschicht dieses in der Gruppierung nassesten VT besteht aus *Betula pubescens*. Mit *Carex rostrata*, *C. nigra* und *Molinia caerulea* durchsetzte Torfmoosdecken, vorwiegend aus *Sphagnum fallax*, beherrschen das Bild. Die Bodenvegetation ist entsprechend artenarm. Ähnlich dem Rosmarinheide-Moorgehölz dürfte dieser VT den Grenzbereich des Waldes zum offenen (Zwischen)Moor markieren.

Vegetationstyp 4b: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): ähnlich Moorbirken-Moorwald des Berglandes

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): überwiegend *Vaccinio uliginosi-Piceetum*, auch *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae*

FFH-LRT (LFUG 2008): überwiegend 91D4*Fichten-Moorwälder, auch 91D1* Birken-Moorwälder, 91D3* Bergkiefern-Moorwälder

Lokalisierung: Jägersgrüner Hochmoor* (1), TS Hormersdorfer Hochmoor* (4)

Betula pubescens herrscht zumeist vor, *Betula pendula*, *Picea abies* und *Pinus rotundata* treten hinzu. Differenzierend zu VT 4a ist das höchstete Auftreten weniger nässebedürftiger und zugleich trophisch anspruchloser Arten der Armmoores (AG 1.3, z. B. *Vaccinium uliginosum*); *Carex rostrata* fehlt. *Vaccinium myrtillus* kommt hingegen höchstet vor. Die VA aus dem Jägersgrüner Hochmoor belegt einen Übergang zu den Moosbeer-Moorwäldern (VT 3c, 3d). Das nahezu vollständige Fehlen der AG 2.1 bis 2.3 bewirkt die Zuordnung zu den Feuchtwäldern der VTG 4.

Vegetationstyp 4c: Sparrenbinsen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): ähnlich Moorbirken-Moorwald des Berglandes

Pflanzengesellschaft nach BÖHNERT, GUTTE & SCHMIDT (2001): überwiegend *Vaccinio uliginosi-Piceetum*, auch *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae*

FFH-LRT (LFUG 2008): überwiegend 91D4* Fichten-Moorwälder, auch 91D1* Birken-Moorwälder, 91D3* Bergkiefern-Moorwälder

Lokalisierung: TS Hormersdorfer Hochmoor* (7)

Alle VA entstammen nur einem Gebiet, dem Hormersdorfer Hochmoor. Sie müssen insofern als lokale Besonderheit eingestuft werden, deren Verallgemeinerbarkeit noch zu prüfen ist. *Betula pendula*, *Picea abies*, *Pinus rotundata* und *P. sylvestris* bauen in wechselnden Anteilen die Baumschicht auf. Neu und höchstet treten gegenüber VT 5b *Juncus squarrosus*, *Molinia caerulea* und *Vaccinium vitis-idaea* auf. Erstgenannte Art ist im UR typisch für ehemalige Torfstichbereiche.

Vegetationstyp 4d: Heidekraut-Schmalblattwollgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): ähnlich Moorbirken-Moorwald des Berglandes

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Piceetum*

FFH-LRT (LFUG 2008): 91D3* Birken-Moorwälder, 91D4* Fichten-Moorwälder

Lokalisierung: TS Hormersdorfer Hochmoor* (8), TS Stengelhaide* (1)

Auch hier ist das Hormersdorfer Hochmoor mit acht von neun VA stark repräsentiert (Rest-

torf 0,1-0,6 m). Die Baumschicht ist deutlich stärker als in VT 4c von *Picea abies* geprägt. Auch die Deckungsgrade der Baumschicht sind höher. Konform geht dies mit dem Fehlen des lichtbedürftigen *Vaccinium uliginosum* und dem Hinzutreten von Vertretern der trockenheits-toleranteren AG 2.1.

Vegetationstyp 4e: Pfeifengras-Torfmoos-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): -

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Vaccinio uliginosi-Piceetum, überwiegend Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis

FFH-LRT (LFUG 2008): -

Lokalisierung: Seiffengrund* (2), Eisenbornbach* (1), NSG Moor an der Roten Pfütze* (2)

Dieser artenarme VT ist selten auf geringmächtigen Torfen (0,4-0,6 m) anzutreffen. Lichtliebende, anspruchslose Nässezeiger (AG 1.3) fehlen völlig. Alle anderen AG (1.4, 2.2, 2.3) sind fragmentarisch vertreten. Teilweise hohe Torfmoosdeckungsgrade, Präsenz mesotraphenter Nässezeiger und geringe Dominanzen von *Deschampsia flexuosa* sowie *Vaccinium myrtillus* lassen auf hohe Nässe schließen. Neben *Picea abies* erlangt in der Baumschicht *Pinus sylvestris* Bedeutung.

4.1.3.6 Vegetationstypen bewaldeter Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte mit *Calamagrostis villosa*

Vorkommen im UR und Grundstruktur

Mit 58 VA gehört diese Gruppierung zu den gut repräsentierten Wäldern. Auch hier befindet sich ein Teil der PF_{VA} bereits nicht mehr auf Torfstandorten (Kap. 5.1.3.4). Andererseits können die Torfmächtigkeiten deutlich 1 m überschreiten (Badwegmoor). Dokumentiert werden die Randbereiche der Moorkomplexe um Kühnhaide, Rübenau, Deutscheinsiedel, das Umfeld des Hormersdorfer Hochmoores sowie Kleinstmoore des unteren Berglandes. Differenzierend gegenüber der zuvor beschriebenen VTG 4 wirkt die AG 4.1 mit dem namengebenden *Calamagrostis villosa* sowie *Trientalis europaea*, *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata*. *Calamagrostis villosa* kann dominant werden. *Vaccinium myrtillus* erreicht im Gegensatz zu den Moorwäldern (VT 4c-e) nur selten Deckungsgrade über 25 %. Die lichtbedürftigen, trophisch anspruchslosen Arten der Armmoore (AG 1.1 bis 1.3) fallen im Gegensatz zur AG der Zwischenmoore (1.4) nahezu vollständig aus und kennzeichnen damit eine deutlich erhöhte Nährstoffverfügbarkeit. Die eher walddtypischen AG 2.1 bis 2.3 verbinden zum (in Relation) trockenen Flügel der Moorwälder, sind allerdings nicht immer in so hoher Stetigkeit anzutreffen. Auch dies ist ein Zeichen erhöhter Nährstoffverfügbarkeit.

Vegetationstyp 5a: Pfeifengras-Wollreitgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Torfmoos-Fichtenwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Calamagrostio villosae-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): keiner

Lokalisierung: Seiffengrund* (1), Ermemannhütte* (2), Diebsgrundteich* (1)

Dieser im unteren Bergland auf Nassstandorten verbreitete VT ist mit den anderen VT der Gruppe überwiegend durch *Calamagrostis villosa* und *Trientalis europaea* (AG 4.1) verbun-

den, da alle anderen AG nur fragmentarisch vertreten sind. Eine enge floristische Bindung besteht dagegen zum VT 4e, der gleichfalls sehr nasse, geringmächtige Torfe besiedelt. Unter allen Wald-VT zeichnet sich VT 5a durch eine besonders geringe mittlere Artenzahl aus.

Vegetationstyp 5b: Wollgras-Wollreitgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Rasenschmielen-Fichtenwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Calamagrostio villosae-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): überwiegend 9410 Montane Fichtenwälder

Lokalisierung: TS Mooshaide bei Marienberg (1), TS Krünigshaide (1), TS Torfstich Stengelhaide* (2), TS Hormersdorfer Hochmoor* (4)

Die Baumschicht wird in der Mehrzahl der Aufnahmeflächen von *Picea abies* bestimmt. *Betula pendula* und *B. pubescens* bilden in vier Flächen den herrschenden Bestand. Die Bodenvegetation wird von Trennarten der AG 4 (*Calamagrostis villosa*, *Dryopteris carthusiana*), Teilen der AG 2.2 und 2.3 (*Vaccinium myrtillus*, *Galium saxatile*, *Deschampsia flexuosa*) sowie nahezu der gesamten AG mesotraphenter Nässezeiger (insbesondere *Carex nigra*, *C. canescens*, *C. echinata*). *Sphagnum fallax* erreicht teils hohe Deckungsgrade und ist damit Weiser für hohe Nässe. *Carex echinata* konzentriert sich fast ausschließlich auf diesen VT und hier wiederum vollständig auf das Hormersdorfer Hochmoor. Die Art ist damit ein lokal-spezifisches Charakteristikum und daher als kennzeichnende Art wenig geeignet. Die einzige Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Armmooren ist *Eriophorum vaginatum* (AG 1.2). Sie verbindet zu den Moorwäldern. Differenzierend wirkt dagegen eine große Zahl an Arten der AG 1.2, 1.3, 2.1, 2.2 und 2.3. Auffällig ist weiterhin das starke Zurücktreten vieler Moose der AG 2. Neu unter den bisher beschriebenen Wald-VT tritt die AG 5.1 auf (*Viola palustris*, *Glyceria fluitans*, *Agrostis stolonifera*). Sie kennzeichnet quellige, mäßig nährstoffreiche Standorte und stellt eine deutliche Verbindung zur (noch) waldfreien Wiesenseggen-Drahtschmielen-Gesellschaft (VT 1c) her. Differenzierend wirkt das verstärkte Auftreten von relativen Trockenheitszeigern (AG 2.2, 2.3) in VT 5a. Der VT 5a stellt den nassesten Bereich der Wollreitgras-Feuchtwälder, die Waldgrenze zu den Offenmooren, dar. Eine hohe Ähnlichkeit besteht außerdem zum Sparrenbinsen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald (VT 4c). Hier differenziert jedoch das Fehlen der für Armmoore typischen Arten (AG 1.3). VA 1 bis 3 haben durch Vorkommen von *Carex rostrata* eine Anbindung an den Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald (VT 4a).

Vegetationstyp 5c: Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): ähnlich Torfmoos-Fichtenwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Calamagrostio villosae-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): überwiegend 9410 Montane Fichtenwälder

Lokalisierung: Mothhäuser Haide (2), Hühnerhaide (1), Hormersdorfer Hochmoor* (4)

Picea abies ist die bestandesbildende Baumart. Gegenüber VT 5b differenziert das überwiegende Fehlen des Nässe und Nährstoffarmut zeigenden *Eriophorum vaginatum* und das starke Hinzutreten der eine relative Trockenheit und eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit kennzeichnenden AG 2.1 bis 2.3. Diese AG sind charakteristisch für alle weiten VT der Wollreitgras-Feuchtwälder, genauso wie für die trockeneren VT der Moorwälder. Hochstet, aber meist mit geringer Deckung, kommen die mesotraphenten Nässezeiger *Carex canescens* und

C. nigra vor. Die nässeempfindliche Art *Deschampsia flexuosa* erlangt auf Grund höherer Trockenheit teilweise Dominanz.

Vegetationstyp 5d: Waldschachtelhalm-Wollreitgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): ähnlich Waldschachtelhalm-Fichtenwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Calamagrostio villosae-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): überwiegend 9410 Montane Fichtenwälder

Lokalisierung: Mooshaide bei Marienberg (2), Krünigshaide (3), Badwegmoor (1), Mothhäuser Haide* (1), Moor an der Roten Pfütze* (1), Bärenlochhaide* (1)

Picea abies ist die bestandesbildende Baumart. In einem Fall wurde ein *Pinus contorta*-Bestand auf einer ehemaligen Immissionsschadfläche dokumentiert. Gegenüber VT 5b differenziert der Ausfall der Seggen (AG 1.4). *Molinia caerulea* wird dagegen stet. Hinzu kommen die für Quellstandorte typischen Arten *Cirsium palustre* und *Equisetum sylvaticum*, letztere teils mit hohem Deckungsgrad (AG 5.1). VA 189 stellt einen Übergang zum vorhergehenden VT 5c dar.

Vegetationstyp 5e: Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Torfmoos-Fichtenwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Calamagrostio villosae-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): überwiegend 9410 Montane Fichtenwälder

Lokalisierung: Mooshaide bei Marienberg (2), Krünigshaide (1), Hühnerhaide (3), Brandhübelmoor (1), Unteres Teichhübelmoor (1), Oberes Teichhübelmoor (2), Badwegmoor (1), Totemannshaide (1), Hormersdorfer Hochmoor* (2), Umgebung von Bärenlochhaide* (1), Lange Haide* (1), Kolbemoor* (2), Mothhäuser Haide* (2), Gründelhaide* (1)

Auch hier ist *Picea abies* die bestandesbildende Baumart. Teilweise treten *Betula pubescens* und *B. pendula* hinzu. Ein *Pinus contorta*-Bestand ist repräsentiert. Gegenüber VT 5a/b differenziert der weitgehende Ausfall der nässezeigenden AG 1.4 und 5.1. Dagegen fallen Torfmoose wie *Sphagnum girgensohnii*, *S. russowii* und *S. capillifolium* durch eine höhere Stetigkeit auf. Im rechten Flügel sinkt die Präsenz der licht- und feuchtebedürftigen AG 2.1. Von den Torfmoosen verbleibt *Sphagnum girgensohnii*.

Vegetationstyp 5f: trennartenloser Wollreitgras-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): ähnlich Torfmoos-Fichtenwald

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): Calamagrostio villosae-Piceetum

FFH-LRT (LFUG 2008): 9410 Montane Fichtenwälder

Lokalisierung: Umgebung von Lehmhaide (1), Hühnerhaide (1), Badwegmoor (1), Oberes Teichhübelmoor (1), Mothhäuser Haide* (2), Gründelhaide* (1), Bauernhaide* (2)

Auch hier ist *Picea abies* die bestandesbildende Baumart. *Betula pubescens* und *B. pendula* treten selten hinzu. Gegenüber dem Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald VT 5c differenziert der vollständige Ausfall der licht- und feuchtebedürftigen AG 2.1 einschließlich aller Torfmoose. *Calamagrostis villosa* ist meist dominant.

4.1.3.7 Vegetationstypen bewaldeter Reichmoore und eutropher, mineralischer Nassstandorte

Vorkommen im UR und Grundstruktur

Diese Gruppierung überwiegend erlenreicher Wälder trennt sich bereits räumlich recht gut

von den zuvor beschriebenen birken- und nadelbaumreichen VT. Sie kommt überwiegend in den unteren und mittleren Berglagen und hier vor allem in agrarisch genutzten Landschaften vor. Einschichtigkeit und relativ junges Bestandesalter lassen oft auf Wiesenaufforstungen schließen (KRETZSCHMAR 2001). Ein Großteil der 14 VA repräsentiert Standorte mit organischen Auflagen > 0,4 m. Teilweise werden 1,2 m erreicht. Typisch sind zwei artenreiche Gruppen nährstoffbedürftiger, nässeertragender Arten wie *Caltha palustris*, *Equisetum sylvaticum*, *Myosotis nemorosa*, *Viola palustris*, *Glyceria fluitans*, *Cardamine amara* (AG 5.1, 5.2). Viele Arten sind zudem charakteristisch für Quellbereiche. Säurezeiger (AG 1.1-1.3, 2.1-2.3), welche für die bisher beschriebenen VT charakteristisch sind, fallen weitgehend aus, so dass neben der naturräumlichen Nähe auch die artstrukturelle Verwandtschaft weitgehend fehlt. Das Vorkommen von Übergangsbereichen zwischen meso- und eutrophen Moorbereichen auch im Erzgebirge ist aus bodenkundlicher Sicht wahrscheinlich, so dass eine Lücke im Belegmaterial angenommen werden muss, die durch weiterführende Untersuchungen zu schließen ist.

Vegetationstyp 6a: Schnabelseggen-Schaumkraut-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Montaner Sumpfdotterblumen-Erlenwald, Ausbildung ärmerer Standorte

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): *Caltha palustris*-*Alnus glutinosa*-*Alnion*-Gesellschaft

FFH-LRT (LFUG 2008): keiner

Lokalisierung: Forchheim* (1), Hermannsdorfer Wiesen* (1), Dörnthal* (1), Pösseck* (1), Thum* (1), Voigtsdorf* (1), Zwönitz* (1),

Die Baumschicht wird von *Alnus glutinosa* bestimmt, zu der *Betula pubescens* tritt. In einem Falle wurde ein *Betula*-dominierter Bestand dokumentiert. In der Strauchschicht erreichen *Frangula alnus* und *Salix cinerea* teilweise Dominanz. Zum bereits beschriebenen Artengrundbestand kommen Vertreter der AG 1.4, insbesondere *Carex rostrata*, *C. nigra*, *Agrostis canina* und mit jeweils geringer Stetigkeit trophisch anspruchsvollere Torfmoose wie *Sphagnum fallax*, *S. palustre* und *S. squarrosum*. Mit dieser Artengruppe zeigt sich eine, wenn auch geringe Verwandtschaft zum seggenreichen Wollgras-Wollreitgras-Feuchtwald (VT 5b).

Vegetationstyp 6b: Sumpfkrazdistel-Schaumkraut-Feuchtwald

PNV (SCHMIDT et al. 2002): Montaner Sumpfdotterblumen-Erlenwald, typische Ausbildung

Pflanzengesellschaft (BÖHNERT et al. 2001): *Caltha palustris*-*Alnus glutinosa*-*Alnion*-Gesellschaft

FFH-LRT (LFUG 2008): keiner

Lokalisierung: Thum* (2), Dörfel* (1), Lippersdorf* (1), Markersbach* (1), Kirchberg* (2)

Baum- und Strauchschicht sind ähnlich beschaffen wie in VT 6a. Die AG 1.4 fehlt, dafür treten trophisch anspruchsvollere, teilweise aber gleichfalls starke Nässe ertragende Arten wie *Lycopus europaeus*, *Filipendula ulmaria*, *Ajuga reptans* und *Cirsium palustre* hinzu. Eine Nähe zum Waldschachtelhalm-Wollreitgras-Feuchtwald (VT 5d) wird mit dem Vorkommen von *Equisetum sylvaticum* und *Cirsium palustre* sowie dem Fehlen der AG 1.4 deutlich.

4.1.4 Vegetation und Standort

4.1.4.1 Standortstypen und Torfmächtigkeiten

Im Bereich aller 235 PF_{VA} waren nach Abgleich mit den Karten der forstlichen Standortskartierung (FSK) 14 verschiedene Standortgruppen nachweisbar (Tab. 4.1-3).

Auf **organischen Nassstandorten** (OA2, OZ3, OZ3z) mit einer Torfmächtigkeit > 0,4 m befinden sich 109 der PF_{VA} (46 %, Abb. 4.1-2). Überwiegend handelt es sich um die LBF „Reitzenhainer Moor“ (Torf > 0,8 m) in wenigen Fällen auch um das „Herrnhaidler Staugley-moor“ (0,4-0,8 m). Diese beiden LBF werden wiederum je nach standortkundlicher Feuchtestufe (2 – sumpfig, 3 – nass), Hangneigung (z – zülig) und Nährkraftstufe (A – arm, Z – ziemlich arm) drei Standortgruppen zugeordnet (OA2, OZ3, OZ3z). Zu **einem Drittel** sind organische Böden im Bereich der 109 PF_{VA} als „arm“ und „sumpfig“ eingestuft (OA2, 41 VA) – nur hier liegt der Grundwasserspiegel mit 0,0 bis 0,2 m unter Flur oberflächennah. **Zwei Drittel** dieser Böden werden als „ziemlich arm“ und „nass“ charakterisiert (OZ3, OZ3z, 68 PF_{VA}). Der Grundwasserspiegel befindet sich 0,2 bis 0,5 m unter Flur und erlaubt damit kein Moorwachstum, stattdessen überwiegt ein aerober Torfabbau. Die relativ trockenen Moorbereiche dürften methodisch bedingt noch unterrepräsentiert sein (siehe Probeflächenauswahl; Kap. 3.2.1). Auf **mineralischen Nassstandorten** (NA1, NA2, NZ1, NZ2, NM1, NM2) der standortkundlichen Feuchtestufen „nass“ und „feucht“ befinden sich 96 PF_{VA} (41 %), elf davon in einem Übergangsbereich von organischen zu mineralischen Nassstandorten (Satzunger Gestein-Moorstaugley: 0,2-0,4 m). Zu den **„sonstigen Standorten“** gehören Bachtälchenstandorte und terrestrische Standorte (BM, TZ2, TM2, 6 PF_{VA}). **Keine Standortinformationen** (nicht kartiert, unbekannt) waren für 24 PF_{VA} (= 10 %) verfügbar.

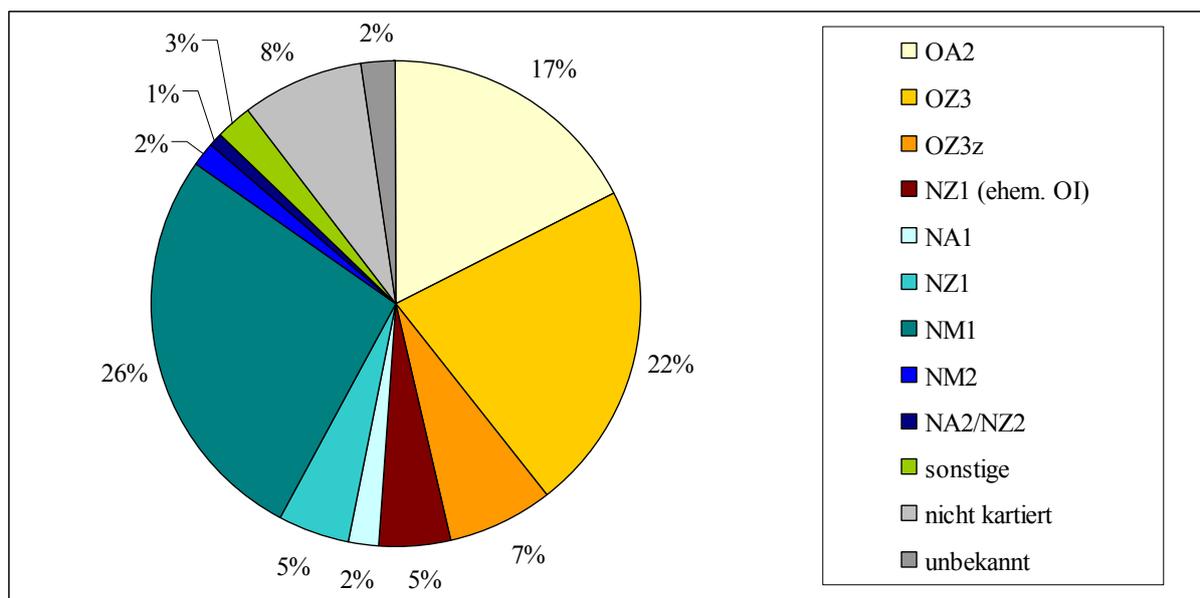


Abb. 4.1-2: Häufigkeit der forstlichen Standortgruppen im Bereich der Probeflächen

Innerhalb fast jeder Standortgruppe ist eine größere Anzahl VT anzutreffen. Zugleich greifen die VT oft auf mehrere Standortgruppen über.

Tab. 4.1-3: Charakteristik der Vegetationstypen anhand von Standortsgruppen und Torfsondierungen

		0a: Sumpfkatzdistel-Wollreitgras-Gesellschaft 0b: Sumpfkatzdistel-Gilbweiderich-Gesellschaft 1a: Schnabelseggen-Gesellschaft 1b: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Gesellschaft 1c: Siebenstern-Schmalblattwollgras-Gesellschaft 1d: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Gesellschaft										4a: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4b: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4c: Sparrenbinsen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4d: Heidekraut Schmalblattwollgras-Feuchtwald 4e: Pfeifengras-Torfmoos-Feuchtwald										5a: Pfeifengras-Wollreitgras-Feuchtwald 5b: Wollgras-Wollreitgras-Feuchtwald 5c: Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald 5d: Waldschachtelhalm-Wollreitgras-Feuchtwald 5e: Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald 5f: trennartenloser Wollreitgras-Feuchtwald								6a: Schnabelseggen-Schaumkraut-Feuchtwald 6b: Sumpfkatzdistel-Schaumkraut-Feuchtwald	
Spalte	->	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
Zahl der Probestellen (VA; in n)	->	3	5	3	7	9	7	3	8	8	7	5	17	11	28	12	4	5	7	9	5	4	8	7	9	21	9	7	7	Summe	
	Zeile																														
mittlere Humus- bzw. Torfauflage (m)	1	0,4	k.A.	0,3	0,6	0,5	0,3	6,2	2,3	1,0	3,6	4,6	3,6	2,3	1,9	1,3	(1,5)	1,1	0,2	0,4	0,5	0,4	0,5	0,4	0,2	0,3	0,3	0,7	0,4	-	
Zahl nachgewiesener Torfstandorte (n)	2	2	1	0	6	5	2	3	8	7	7	5	17	11	28	12	2	4	0	4	3	2	5	3	1	10	3	6	4	161	
Anteil der Torfstandorte nach eigener Ermittlung	3	67	20	0	86	56	29	100	100	88	100	100	100	100	100	100	50	80	0	44	60	50	63	43	11	48	33	86	57	/	
forstl. Standortsgruppen, Anzahl (n)	-																														
OA2	4	0	0	0	0	0	0	2	3	2	7	5	15	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	41	
OZ3	5	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	7	22	9	0	1	0	0	0	1	0	0	1	5	1	0	0	52	
OZ3z	6	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	1	0	0	16	
NZ1 (ehem. OI)	7	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3	0	0	11	
NM1	8	0	2	0	3	2	7	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	4	7	8	2	0	4	4	1	6	1	2	2	63	
NZ1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	2	3	0	0	11	
NA1	11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	5	
NM2	12	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	4	
NZ2	13	1	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	1	
NA2	14	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
BM1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
BM2	15	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	1	
TM2	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	3	
TZ2	17	1	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	1	
nicht kartiert	18	1	1	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	2	3	0	19	
unbekannt	19	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	5	
Torfstich (n)	20	0	0	2	6	3	7	1	5	4	0	0	0	0	0	3	4	7	9	0	0	8	4	0	2	0	0	0	65		
Regeneration (n)	21	0	0	0	6	6	7	3	8	8	0	4	9	2	1	0	2	4	7	8	2	1	3	5	1	1	0	0	0	88	

Hinsichtlich der Verbreitung der VTG lassen sich folgende Schwerpunkte erkennen:

- VTG unbewaldeter, quelliger, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte (0a-b): NM1, NM2, NZ2
- VTG unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte (1a-d): NM1 (OZ3z)
- VTG unbewaldeter Armmoores (2a-c): OA2, NM1 (i. d. R. mit Torfaufgabe!)
- VTG nasser, bewaldeter Armmoores (3a-c): OA2
- VTG feuchter, bewaldeter Armmoores (3d-f): OZ3
- VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **ohne** *Calamagrostis villosa* (4a-d): NM1
- VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **mit** *Calamagrostis villosa* (5a-f): NM1, NZ1, teilweise OZ3(z)
- VTG bewaldeter, schwach eutropher Reichmoore und mineralischer Nassstandorte (6a, 6b): NM1, NM2 (schwacher Schwerpunkt)

Fast die gesamte Amplitude der Standortsgruppen findet sich in den Flächen des Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwaldes (VT 5e, OZ3 bis TM2). Ausschließlich mineralische Nassstandorte wurden im Bereich von acht VT kartiert (VT 0b, 1a, 1d, 4c - 4e, 5, 6a, 6b).

Die Analyse der Torfvorkommen und mittleren Torfaufgaben ergibt ein etwas anderes Bild (Tab. 4.1-3, Zeile 2). Mit **161** PF_{VA}, in denen die Torfaufgaben > 0,4 m ist, konnten deutlich mehr organische Nassstandorte nachgewiesen werden (nach FSK 109 PF_{VA}). Die mittlere Torfmächtigkeit von 0,4 m wird in sechs der 28 VT unterschritten (Zeile 1), völlig torffrei waren die PF jedoch nur in zwei VT (1a, 4c, Zeile 2). Nur für wenige PF der waldfreien VT quelliger mesotropher Nassstandorte (VTG 0) lagen Angaben zur Torfmächtigkeit vor. Maximal 0,6 m werden erreicht. Im typischen mesotrophen Bereich schwankt die organische Auflage im Mittel um 0,3 bis 0,6 m (VTG 1). Die Torfe haben hier nur selten eine Mächtigkeit von 1,0 m (max. 1,5 m in der Mooshaide, VA 18, Anlage B 4.1-1). Auf Armmoores (VT 2a-3c) wird eine mittlere Torfaufgabe zwischen 1,0 m (VT 2c) und 6,2 m (VT 2a) erreicht. Das Maximum liegt bei 8,2 m (PF 36).

Auch bei den bewaldeten VT der Armmoores ist diese Spanne sehr weit, wobei sich hier am Mittelwert ein Trend abnehmender Torfmächtigkeit von den VT nasser Standorte zu den VT relativ trockener Standorte abzeichnet (4,6 → 1,3 m). Wie breit die Amplitude sein kann, zeigt das Vorkommen von PF_{VA} der nässegeprägten VT (3a-c) auf nur 1,0 m mächtigen Torfen (VA 70, 78, 82). Im mesotrophen Bereich liegen die Torfe meist unter 0,6 m (VTG 5, 6), wobei die VT mit *Calamagrostis villosa* durch nochmals niedrigere humose Auflagen gekennzeichnet sind. Aber auch hier treten regelmäßig Torfe auf, selbst in den trockensten Ausprägungen. Im eutrophen Bereich wird im Mittel eine Torfaufgabe von 0,4 bzw. 0,7 m (max. 1,5 m) erreicht. Vereinzelt, in vier von 14 PF_{VA}, handelt es sich um mineralische Nassstandorte (VA 223, 230, 233, 235).

4.1.4.2 Standortsindikation auf Basis von Zeigerwerten

Mittlerer gewichteter Lichtwert (mgL)

Die höchsten Werte mit $> 7,0$ wurden für waldfreie VT oligo- bis mesotropher Bereiche ermittelt (VTG 1, 2; Tab. 4.1-4). Das Maximum liegt bei 8,1 (VT 1a). Auffällig niedrige Werte mit 5,4 (niedrigster Wert überhaupt) und 6,8 kennzeichnen dagegen VT des quelligen, mesotrophen Bereiches. Generell ist anzunehmen, dass ein Teil der PF_{VA} als Vernässungskern in Waldbereiche eingebettet ist und zumindest zeitweise beschattet wird, so dass die mgL-Werte nicht erheblich über denen der Wälder liegen können.

Tab. 4.1-4: Ökologische Charakteristik der Vegetationstypen anhand von mittleren gewichteten Zeigerwerten der Krautschicht

Vegetationstyp	PF (n)	Zeigerwerte			
		mgL	mgF	mgR	mgN
0a: Sumpfkraatzdistel-Wollreitgras-Gesellschaft	3	5,4	7,2	3,4	3,3
0b: Sumpfkraatzdistel-Gilbweiderich-Gesellschaft	5	6,8	8,3	3,4	3,8
1a: Schnabelseggen-Gesellschaft	3	8,1	9,1	3,2	2,7
1b: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Gesellschaft	7	7,4	8,4	2,9	2,4
1c: Siebenstern-Schmalblattwollgras-Gesellschaft	9	6,8	8,0	2,9	2,4
1d: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Gesellschaft	7	7,0	7,6	2,1	2,1
2a: Bunttorfmoos-Gesellschaft	3	7,1	8,4	1,7	1,5
2b: Scheidenwollgras-Spießtorfmoos-Gesellschaft	8	7,5	8,8	2,3	1,5
2c: Scheidenwollgras-Moosbeer-Gesellschaft	8	7,0	8,6	2,6	1,7
3a: Rosmarinheide-Moorgehölz	7	6,6	7,5	1,7	1,7
3b: Rosmarinheide-Moorwald	5	6,7	7,9	1,9	1,7
3c: Moosbeer-Moorwald	17	6,2	7,3	2,0	1,9
3d: Moosbeer-Drahtschmielen-Moorwald	11	6,2	6,4	2,1	2,1
3e: Trunkelbeer-Moorwald	28	6,0	6,3	2,1	2,3
3f: Preiselbeer-Moorwald	12	6,0	5,9	2,4	2,5
4a: Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald	4	7,4	8,3	2,6	2,2
4b: Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Feuchtwald	5	6,8	8,3	2,0	2,1
4c: Sparrenbinsen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald	7	6,9	7,4	2,2	2,1
4d: Heidekraut Schmalblattwollgras-Feuchtwald	9	6,6	8,0	2,2	2,1
4e: Pfeifengras-Torfmoos-Feuchtwald	5	6,6	7,1	2,4	2,5
5a: Pfeifengras-Wollreitgras-Feuchtwald	4	6,2	7,2	2,6	2,5
5b: Wollgras-Wollreitgras-Feuchtwald	8	6,4	6,8	2,6	2,9
5c: Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald	7	6,4	6,8	2,6	2,9
5d: Waldschachtelhalm-Wollreitgras-Feuchtwald	9	5,4	6,0	3,4	4,4
5e: Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald	21	5,7	6,0	2,7	3,6
5f: trennartenloser Wollreitgras-Feuchtwald	9	5,7	5,9	3,0	4,1
6a: Schnabelseggen-Schaumkraut-Feuchtwald	7	6,9	8,1	4,4	4,5
6b: Sumpfkraatzdistel-Schaumkraut-Feuchtwald	7	6,4	7,7	4,9	5,1
Mittel aller Probeflächen	-	6,4	7,2	2,6	2,7

L – Lichtzahl

F – Feuchtezahl

R – Reaktionszahl

N – Stickstoffzahl

m – Mittelwert des VT

g – gewichtet

PF – Probefläche

Unter den VT des Waldes fällt der von lichten *Betula pubescens*-Beständen gebildete VT 4a durch einen hohen Wert (7,4) auf. Das Minimum wird in den wüchsigen und oft dichten *Picea abies*-Beständen des VT 5d (5,4) erreicht. Das Mittel aller Wald-VT (6,3) liegt mit 0,8 Einheiten unter denen des Offenlandes. Ein deutlicher Gradient lässt sich für die Wälder der Armmoores erkennen, in denen mit Abnahme der Feuchte (VT 3b → 3f) eine Verringerung des mgF-Wertes von 6,7 auf 6,0 stattfindet.

Mittlerer gewichteter Feuchtwert (mgF)

Erwartungsgemäß konzentrieren sich die höchsten Werte auf waldfreie VTG. Das Maximum mit 9,1 / 8,8 wird auf oligo- und mesotrophen Nassstandorten erreicht (VT 1a, 2b). Die Bunttorfmoos-Gesellschaft ist durch niedrigere Werte gekennzeichnet (VT 3a: 8,4). Das Minimum mit 7,2 liegt bei VT 0a. Die VTG des Waldes haben den waldfreien VTG gegenüber einen um 1,3 Einheiten abgesenkten Mittelwert (6,9 gegenüber 8,2). Maximal werden 8,3 (VT 4a, b), minimal 5,9 (VT 3f, 5f) erreicht. Die Spanne ist insgesamt (2,4), aber auch bezogen auf einzelne Gruppen von VT (3a-f: 2,0; 4a-d: 1,2; 5a-f: 1,3; 6a-b: 0,4) meist sehr weit. Es gibt zudem im mesotrophen Bereich eine deutliche Überschneidung mit den waldfreien VT. Die Standorte von VT 0a und VT 1d (7,2/7,6) sind trockener als die der Wald-VT 4a/b/d (8,3/8,3/8,0). Dies kann als Ausdruck einer Waldfähigkeit der VT 0a und 1d gewertet werden, allerdings erst nach Prüfung der gesamten Standortkonstellation und Vegetationsdynamik.

Mittlerer gewichteter Reaktionswert (mgR)

Die waldfreien VT umfassen eine Spanne der mgR-Wertes zwischen 1,7 und 3,4, wobei die niedrigsten Werte in den VT der Armmoores (VT 2: 1,7/2,3/2,6) und die höchsten in den VT quelliger, mesotropher Standorte (VT 0: 3,4) berechnet werden. Überschneidungen zwischen den Gruppen treten in einem Fall auf. VT 1d als Vertreter typischer, mesotropher Standorte hat einen niedrigeren Wert (2,1) als die VT 2b, 2c der Armmoores (2,3/2,6). Deutlich weiter ist die Spanne der Wald-VT. Sie beginnt gleichfalls bei 1,7 (Armmoores: VT 3a), endet aber erst bei 4,9 (eutrophe Standorte: VT 6b). Auch hier gibt es Überschneidungen zwischen dem oligo- und mesotrophen Bereich. Sie fallen sogar stärker aus und betreffen fast die ganze VTG 4. So hat VT 3f mit 2,4 einen höheren Wert als die VT 4b-d (2,0/2,2/2,2/2,4). Die VT der Armmoores zeichnen sich zudem durch einen Gradienten aus, der bei sinkendem F-Wert durch einen steigenden R-Wert gekennzeichnet ist. Verantwortlich hierfür müssen aber nicht nur die trockenheitsbedingte Torfzersetzung und die damit einhergehende Nährstofffreisetzung sein. Auch die geringere Torfmächtigkeit (3a/b → 3f: 3,6/4,6 m → 1,3 m) als Indikator für Nähe zum Mineralboden bzw. zum mineralischen Einzugsgebiet kann Bedeutung haben.

Mittlerer gewichteter Stickstoffwert (mgN)

Die waldfreien VT umfassen eine Spanne des mgN-Wertes zwischen 1,5 und 3,8. Auch hier werden die niedrigsten Werte in den VT der Armmoores (VTG 2: 1,5/1,5/1,7) und die höchsten in den VT quelliger, mesotropher Standorte (VTG 0: 3,3/3,8) erreicht. Überschneidungen zwischen den Gruppen treten nicht auf. Gleichfalls weiter ist die Spanne der Wald-VT. Sie beginnt bei 1,7 (Armmoores: VT 3a) und endet bei 5,1 (quellige eutrophe Standorte: VT 6b). Die Überschneidungen zwischen dem oligo- und mesotrophen Bereich sind stärker als beim R-Wert. Sie betreffen die VTG 4 und Teile der VTG 3. So haben die vergleichsweise trockneren VT 3d-f mit 2,1/2,3/2,5 dieselben oder höhere Werte als VT 4a-e mit 2,1/2,2/2,5. Damit deutet sich für den Bereich beerstrauchreicher VT 3d-f ein Übergang zu mesotrophen Standorten an, der durch die Einstufung anhand von Arten nicht widerspiegelt wird.

Die Auswirkung eines starken Auftretens von Stickstoffzeigern auf die ermittelten Zeigerwerte

Das in einigen PF_{VA} höchstete Vorkommen von Stickstoffzeigern (AG 7) und die damit einhergehenden Anstiege der mAZ (vgl. Kap. 4.1.1) lassen eine Auswirkung auch auf die mittleren Zeigerwerte vermuten. Werden die VA der betroffenen VT innerhalb der VT nach dem Vorhandensein / Fehlen (Nullvariante) von Stickstoffzeigern getrennt, ergibt sich bei der Berechnung des mgN-Wertes ein deutlicher Unterschied (Tab. 4.1-5).

Tab. 4.1-5: Vergleich von mittleren gewichteten Zeigerwerten von Vegetationsaufnahmen mit bzw. ohne höchstem Auftreten von Stickstoffzeigern

	Vegetationstyp 3e: Trunkelbeer-Moorwald			Vegetationstyp 5c: Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald			Vegetationstyp 5e: Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald			Vegetationstyp 5f: trennartenloser Wollreitgras-Feuchtwald		
	nein	ja	Diff.	nein	ja	Diff.	nein	ja	Diff.	nein	ja	Diff.
VA - Nährstoffzeiger ->												
Zahl der VA (n) ->	23	3		5	2		11	10		3	5	
Zeigerwerte Krautschicht												
mgL	6,1	5,9	-0,2	6,4	6,2	-0,2	5,7	5,8	0,1	5,8	5,6	-0,2
mgF	6,4	5,7	-0,7	7,0	6,3	-0,7	6,3	5,7	-0,6	6,0	5,7	-0,3
mgR	2,0	2,3	0,3	2,6	2,7	0,1	2,5	3,0	0,5	2,5	3,4	0,8
mgN	2,2	3,1	0,9	2,8	3,2	0,4	3,0	4,3	1,2	3,4	4,7	1,3

L – Lichtzahl

T – Temperaturzahl

R – Reaktionszahl

N – Stickstoffzahl

m – Mittelwert

g – gewichtet

Die Stickstoffzahl ist gegenüber der Nullvariante je nach VT um 0,4 bis 1,3 Einheiten erhöht. In etwas abgeschwächter Form kann dies für den mgR-Wert festgestellt werden. Bemerkenswert jedoch ist, dass in gleichem Zug der mgF-Wert um 0,3 bis 0,7 Einheiten absinkt. Der Trend eines niedrigeren mgF-Wertes scheint vor allem für den VT 5e durch die große Aufnahmezahl (11 VA ohne, 10 VA mit N-Zeigern) relativ sicher. Inwieweit hier die Absenkung des F-Wertes möglicherweise durch eine entwässerungsbedingte Austrocknung des Standortes hervorgerufen wird und die Stickstoffanreicherung ein Begleiteffekt der einsetzenden Humusmineralisierung ist, bleibt zu prüfen. Die Indikation wäre in diesem Fall für beide Zeigerwerte richtig. Zu diskutieren sind aber auch Folgen einer ökosystemextern ausgelösten Stickstoffanreicherung: Viele der Stickstoffzeiger haben eine niedrige F-Zahl von 4, 5 oder 6. Der mittlere F-Wert der AG 7 liegt dadurch recht niedrig (4,9) und deutlich unter dem Mittel, das sich für VA ohne Stickstoffzeiger ergibt (6,2). Kommt es zur kalkungsbedingten Stickstoffanreicherung und zur Ausbreitung von Stickstoffzeigern, sinkt der F-Wert durch das bis in die Stufe „frisch“ erweiterte Zeigerwertspektrum ab – ein rechnerischer Effekt. Die Indikation des Feuchtegrades wäre dann fehlerhaft und der Schluss auf einen abgesunkenen Grundwasserspiegel eine Fehlinterpretation. Die Analyse von Zeigerwerten und Zeigerwertänderungen muss im Rahmen dieser Arbeit folglich den Aspekt der Kompensationskalkung berücksichtigen, um Fehlschlüsse zu vermeiden.

Ökogramm der Vegetationstypen

Die Standortseigenschaften der Moor- und mineralischen Nassflächen lassen sich am besten

mit dem F- und N-Wert beschreiben. Der R-Wert wirkt weniger differenzierend. Werden die F- und N-Werte der einzelnen VA in einem Koordinatensystem aufgetragen und nach den sieben VTG kategorisiert, ergibt sich eine Darstellung, in der die Punktwolken der einzelnen der VTG mehr oder minder deutlich hervortreten. Recht klar separieren sich die meisten Wald-VTG (Abb. 4.1-3, gepunktet umrahmt). Deutlich tritt die Differenzierung nach Trophie (oligo-, meso-, eutroph: VTG 3, 5, 6) hervor. Die Punktwolken insbesondere von VTG 4 und 5 entsprechen einem Gradienten von nährstoffarmen **und** nassen zu nährstoffreicheren **und** feuchten Standorten. Die Distanz der Punktwolken von Wäldern meso- und eutropher Standorte belegt eine Lücke im Aufnahmемaterial, die bereits bei der Analyse der Artenstruktur vermutet wurde (Kap. 4.1.3.7). Auffällig ist, dass die von *Calamagrostis villosa* geprägten (Fichten)Bestände auf mesotrophen Standorten des (VTG 5) im Extrem ähnlich hohe N-Werte erreichen können, wie die Erlenbestände auf eutrophen Mooren (VTG 6).

Werden die waldfreien VTG für sich analysiert, liegt wiederum klare Separierung nach Trophie vor.

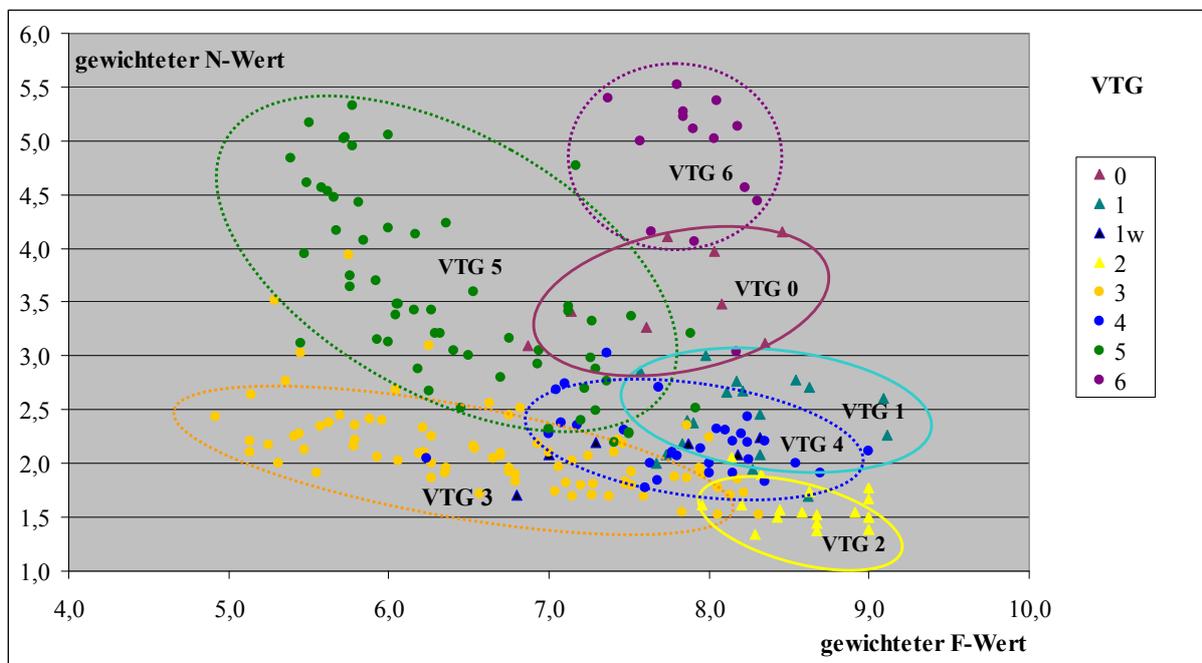


Abb. 4.1-3: Gewichtete Feuchte- und Stickstoffwerte der einzelnen Vegetationsaufnahmen (kategorisiert nach VTG)

- 0 - VTG unbewaldeter, quelliger, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte (lila)
- 1 - VTG unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore (türkis)
- 1w- VTG unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore – waldfähig? (blau)
- 2 - VTG unbewaldeter Armmoore (hellgelb)
- 3 - VTG bewaldeter Armmoore (gelb)
- 4 - VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **ohne** *Calamagrostis villosa* (blau)
- 5 - VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **mit** *Calamagrostis villosa* (grün)
- 6 - VTG bewaldeter, schwach eutropher Reichmoore und mineralischer Nassstandorte (violett)

Für Waldfreie VTG und Wald-VTG besteht eine Separierung nur im nassesten Bereich, ansonsten ist die Überlappung bzgl. des Feuchtegradienten stark. Auffällig hierbei sind besonders die VT der mesotrophen Standorte ohne *Calamagrostis villosa* (VT 4a-e). Sie sind mit den VTG 1, 2, 3 und 5 stark verzahnt. Die floristischen Unterschiede insbesondere zwischen

VT 4c und VT 5a sind teils sehr gering (siehe Kap. 4.1.3), was letztlich in den Zeigerwerten zum Ausdruck kommt. Der Überlappungsbereich von fünf VTG könnte ein Hinweis darauf sein, dass entweder wesentliche Standortparameter noch nicht einbezogen sind (z. B. standortstypische Grundwasserschwankung) oder etliche VA des Offenlandes bereits waldfähig bzw. einige VA des Waldes langfristig nicht mehr waldfähig sind.

In abstrahierter und vereinfachter Form lassen sich diese Verhältnisse mittels eines Ökogramms darstellen (Abb. 4.1-4). Um die Verzerrung durch das Auftreten von Stickstoffzeigern zu verdeutlichen, wurden die bereits beschriebenen „Nullvarianten“ (3e, 5c, 5e, 5f) und die von Stickstoffzeigern beeinflussten Varianten separat eingetragen (fett + kursiv: 3eN, 5cN, 5eN, 5fN). Die Pfeile verdeutlichen die Verschiebung bzgl. des F- und N-Wertes. Klar wird, dass nur *Calamagrostis villosa*-geprägte (Fichten)Bestände **mit Stickstoffzeigern** (VT 5fN, 5eN) oder *Calamagrostis villosa*-geprägte (Fichten)Bestände **auf Quellstandorten** (VT 5d) ähnlich hohe N-Werte wie Erlenbestände auf eutrophen Mooren (VTG 6) erreichen.

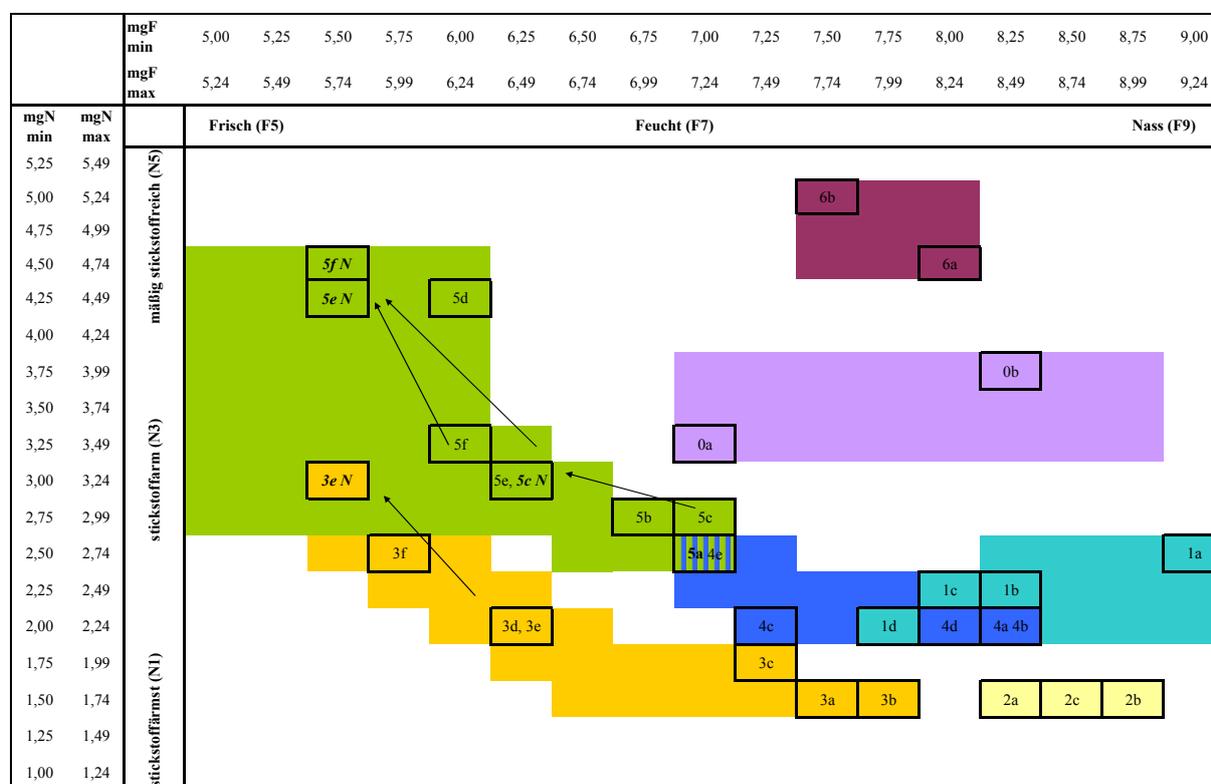


Abb. 4.1-4: Ökogramm der Vegetationstypen

umrahmt – Bereich, in dem Mittelwert des jeweiligen VT auftritt; **VT kursiv/fett** – Variante eines VT mit Stickstoffzeigern; Pfeil – Veränderung der Zeigerwerte bei Auftreten von Stickstoffzeigern gegenüber Nullvariante

0 - VTG unbewaldeter, quelliger, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte (lila)

1 - VTG unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore (türkis)

2 - VTG unbewaldeter Armmoore (hellgelb)

3 - VTG bewaldeter Armmoore (gelb)

4 - VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **ohne** *Calamagrostis villosa* (blau)

5 - VTG bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte **mit** *Calamagrostis villosa* (grün)

6 - VTG bewaldeter, schwach eutropher Reichmoore und mineralischer Nassstandorte (violett)

4.1.5 Syntaxonomische Einordnung der erzgebirgischen Moor- und Feuchtwälder

4.1.5.1 Gliederungsprinzipien nach MAST (1999)

Moorwälder

MAST (1999) gliedert die Moorwälder unabhängig von der vorherrschenden Baumart (*Betula pubescens*, *P. pendula*, *Picea abies* oder *Pinus sylvestris*, *P. rotundata*) in nur zwei Grundeinheiten: das „*Vaccinio uliginosi*-Betuletum pubescentis“ sowie die „*Betulion pubescentis*-Basalgesellschaft“. Datenbasis dieser Gliederung sind 248 VA für die Assoziation und 190 VA für die Basalgesellschaft. Sachsen (12 VA) wird ebenso wie Bestände mit hochmontanen Arten (13 VA) allerdings kaum berücksichtigt. Als Verbands- und Klassenkennarten werden *Sphagnum fallax* (s.l.), *S. capillifolium* (s.l.), *Vaccinium uliginosum* sowie *Betula pubescens* (vgl. Anlage A 4.1-2) genannt. Kenn- und Trennarten der Assoziation sind u. a. *Andromeda polifolia*, *Aulacomnium palustre*, *Drosera rotundifolia*, hinzu kommt eine große Zahl Säurezeiger wie *Vaccinium myrtillus* oder *Deschampsia flexuosa*. Gegenüber dem Alnion ist das Betulion durch das Fehlen einer größeren Artengruppe gekennzeichnet, von der beispielhaft genannt seien: *Carex echinata*, *C. elongata*, *Cirsium palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Viola palustris*. Eine Abgrenzung zum Calamagrostio villosae-Piceetum oder Bazzanio-Piceetum nimmt MAST (1999) nicht vor. Die Grundeinheiten lassen sich je nach Feuchtegrad, Nährkraft und Klima in Subassoziationen, Varianten, Höhenformen und Vikarianten gliedern.

Bruchwälder

Die Klasse der Alnetea wird von MAST (1999) in das Sphagno-Alnetum, eine *Alnion*-Basalgesellschaft, das *Carici elongatae*-Alnetum und die *Rubus idaeus*-*Alnus glutinosa*-Gesellschaft unterteilt. Kennarten des Verbandes, der Ordnung und Klasse sind u. a. *Agrostis stolonifera*, *Carex elongata*, *Cirsium palustre*, *Juncus effusus*, *J. acutiflorus*. Hinzu kommt eine große Zahl weiterer typischer Begleitarten (u. a. *Filipendula vulgaris*, *Deschampsia cespitosa*, *Lysimachia vulgaris*). Kennarten der Assoziationen sind *Viola palustris*, *Carex echinata*, *Sphagnum squarrosum* (für das Sphagno-Alnetum), *Equisetum fluviatile*, *Iris pseud-acorus*, *Lycopus europaeus*, *Solanum dulcamara* (für das *Carici elongatae*-Alnetum). Die Basalgesellschaft enthält keine eigenen Kenn- und Trennarten. In der *Rubus idaeus*-*Alnus glutinosa*-Gesellschaft kommen selbst die Kennarten der höheren syntaxonomischen Ränge nur noch einzeln vor. Gegen das Betulion differenzieren die o. g. Kenn- und Trennarten. Die Abgrenzung zum Alno-Ulmion erfolgt über das Fehlen entsprechender Arten (u. a. *Impatiens noli-tangere*, *Circaea intermedia*, *Veronica montana*, *Chrysosplenium alternifolium*).

4.1.5.2 Einordnung des Aufnahmемaterials aus bewaldeten erzgebirgischen Mooren

4.1.5.2.1 Vegetationstypen oligo- bis mesotropher Standorte

Anlage A 4.1-2 enthält eine Gegenüberstellung der Vegetationseinheiten von MAST (1999; Sp. 1-12, 438 VA) und der Wald-VT des UR (Sp. 16-32, 168 VA). Alle der von MAST dokumentierten hochsteten Kenn-, Trenn- oder Begleitarten sind im Aufnahmемaterial des Erzgebirges vorhanden. Auffällig selten ist in den VA des UR *Sphagnum magellanicum*, vollstän-

dig fehlt *Ledum palustre*. Etwa 30 Arten treten im UR mit wesentlich höherer Stetigkeit auf. Einige dieser Arten greifen von den offenen Hochmooren auf die lichten Moorgehölze über (*Sphagnum tenellum*, *S. cuspidatum*, *Mylia anomala*, *Warnstorfia fluitans*). Zu den Besonderheiten herzynischer Gebirge zählen *Galium saxatile* und *Calamagrostis villosa*. Sie finden sich insbesondere in den Moorrandbereichen und im Umfeld der Moore. Auch das stete Auftreten von *Sphagnum russowii* scheint eine regionale Besonderheit zu sein. Diese Art kann allerdings mit *Sphagnum girgensohnii* verwechselt werden. Deutlich wird zudem das für nährstoffarme Standorte ungewöhnliche Vorkommen stickstoffbedürftiger Arten (AG 7). Im Weiteren handelt es sich um teils unscheinbare Moose wie *Calliargon stramineum* oder *Mylia anomala*, die leicht übersehen werden und deren Neuauftreten vorsichtig zu bewerten ist.

Analog zur Darstellungen von MAST (1999) wurden in Anlage A 4.1-2 die differenzierenden Artenblöcke der Vegetationseinheiten mit ihren Kenn- und Trennarten von Assoziation sowie der Trennarten der Subassoziationen bzw. Varianten eingerahmt. Eine entsprechende Hervorhebung der VT des UR erfolgte bei weitgehender Übereinstimmung der Artenstruktur. Auf diese Weise werden VT, die Vegetationseinheiten von MAST (1999) ähneln, gut sichtbar hervorgehoben. Die Klassenkennart *Sphagnum fallax* ist in fast allen VT mit einer Stetigkeitsklasse von mindestens II vertreten (außer VT 5e, 5f), d. h. diese VT können der Klasse bzw. dem Verband zugeordnet werden.

Vegetationstypen bewaldeter Armmoore (3a-f)

Anhand der Kenn- und Trennarten lässt sich für die VT 3a-3d eine weitgehende Übereinstimmung mit dem durch längere Trockenphasen geprägten Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis callunetosum vulgaris belegen (Anlage A 4.1-2). Auffällig ist das verstärkte Auftreten von minerotraphenten Arten wie *Carex canescens* und *C. nigra*, die deutliche, möglicherweise immissionsbedingte Nährstoffeinflüsse selbst in den ombrotrophen Bereichen der Moore belegen (Flugstäube von Kohlekraftwerken, siehe Kap. 2.4). VT 3e und 3f gehören der gleichfalls durch längere Trockenphasen geprägten Calluna vulgaris-Variante der Betulion pubescentis-Basalgesellschaft an. Dies ist vor allem für den VT 3f beachtlich, enthält diese *Picea abies*-dominierte Ausprägung doch kaum noch lichtbedürftige Nässezeiger der Armmoore (AG 1.1-1.3) und weist eine nur geringe Stetigkeit der Klassenkennart *Sphagnum fallax* auf. Auch sie gehört (noch) dem Verband Betulion an.

Trotz der weiten Fassung des Verbands Betulion durch MAST (1999) unter Einbeziehung von Teilen der Klasse der Sphagnetea erhalten die VT 3a und teilweise auch 3b und 3c eine gewisse Eigenständigkeit, indem zusätzlich Arten der offenen Hochmoore auftreten (*Sphagnum tenellum*, *S. rubellum*, *S. cuspidatum*, *Mylia anomala*). Deutliche Tendenzen zur Klasse der Sphagnetea sind gegeben. Allen erzgebirgischen VT ist gemeinsam, dass sie infolge etlicher regionaltypischer Arten eine deutlich höhere mAZ aufweisen. Sie übersteigt die der Vegetationseinheiten von MAST (1999) um etwa 10 Arten (= 50 %).

Die VT der Armmoore weisen als einzige eine starke Konzentration montan-hochmontaner Differentialarten auf (Anlage A 4.1-2: *Picea abies*, *Dicranodontium denudatum*, *Sphagnum girgensohnii*, *S. russowii*, *Bazzania trilobata*, *Pinus rotundata*). Die drei letztgenannten Arten sind nach MAST (1999) für die höheren süddeutschen Mittelgebirge typisch.

Vegetationstypen bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nässtandorte ohne *Calamagrostis villosa* (4a-e)

VT 4b ähnelt der Carex nigra-Variante der Subassoziation Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis typicum, die an minerotraphenten Arten reich ist. VT 4a, c-e gehören der Betulion pubescentis-Basalgesellschaft an, wobei VT 4a der Carex nigra-Variante und VT 4c-e der typischen Variante zuzuordnen sind. Alle Ausprägungen sind nach MAST als dauernass einzustufen. Auch bei dieser Gruppe von VT bewirkt die weite Fassung der Basalgesellschaft die Einbeziehung *Picea abies*-reicher und an Moorarten armer Ausprägungen in den Verband Betulion. Weiterhin besteht durch das Vorkommen von *Viola palustris* und *Carex echinata* eine, wenn auch sehr beschränkte Verwandtschaft zwischen den VT 4b-e und dem ärmsten Flügel des Alnion-Verbandes (Sphagno-Alnetum typicum, typische Variante, Sp. 13).

Vegetationstypen bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nässtandorte mit *Calamagrostis villosa*: 5a-f

Die VT 5a ist der typischen Variante der Betulion pubescentis-Basalgesellschaft zuzuordnen, VT 5b und 5d der Carex nigra-Variante. Nur VT 5b weist mit dem Vorkommen von *Eriophorum vaginatum* noch einen Bezug zur Assoziation Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis auf. VT 5c entspricht der Calluna vulgaris-Variante. Noch deutlichere Bezüge – insbesondere hinsichtlich der Begleitarten – zum armen Flügel des Alnion-Verbandes als die VT 4b-d weisen die VT 5b-d auf und hier wiederum die auf quelligen Standorten vorkommende Ausprägung mit *Equisetum sylvaticum* (VT 5d, vgl. Sp. 13 und 30). Bekräftigt wird dies durch das Ökogramm (Abb. 4.1-4, S. 60), die Artenstruktur indiziert eine ähnliche N-Versorgung für die VT 5d und 6a. Nur die Feuchte ist im *Picea abies*-geprägten VT 5d um fast zwei Einheiten geringer als im erlengeprägten VT 6a. Offen bleibt die Zuordnung der VT 5e und 5f, denen *Sphagnum fallax* als Kennart fehlt.

Bei allen VT der Gruppe 5 ist die vorgenommene Einordnung zu diskutieren, könnten sie doch nach SEIBERT (1992a) und SCHMIDT et al. (2002) auch zum *Calamagrostio villosae-Piceetum* gestellt werden.

4.1.5.2.2 Vegetationstypen bewaldeter, schwach eutropher Standorte

In Anbetracht der wenigen Aufnahmen und der Ähnlichkeit beider VT (6a/b) wurden nur die floristisch nächststehenden Vegetationseinheiten nach MAST (1999) wiedergegeben (Anlage A 4.1-2, Sp. 13-15). Die größte Ähnlichkeit besteht zur Caltha palustris-Variante der Alnion-Basalgesellschaft. Die Differentialarten der Variante (d14a/d15) kennzeichnen mehr oder weniger quellwasserbeeinflusste Standorte. Bis auf *Carex elongata*, *Epilobium palustre*, *Calamagrostis canescens* und *Carex laevigata* sind alle steten Kenn- und Trennarten der Gesellschaft in den erzgebirgischen VA vorzufinden. Auch hinsichtlich der Begleitarten besteht eine recht gute Übereinstimmung. *Viola palustris* und *Carex echinata* zeigen Übergänge zur Subassoziation Sphagno-Alnetum calthetosum palustris ärmerer Standorte (Sp. 14).

Fazit

Anhand des einbezogenen Datenmaterials von 235 Vegetationsaufnahmen (VA) im Bereich erzgebirgischer Torf- und mineralischer Nassstandorte lassen sich 28 Vegetationstypen (VT) unterscheiden, die in ihrer Gesamtheit eine weite Spanne von oligo- bis zu eutrophen sowie von nassen, natürlich waldfreien bis zu feuchten bewaldeten Standorten widerspiegeln. Nicht in jedem Fall sind VT waldfreier und bewaldeter Standorte anhand der indizierten Feuchtzahl klar zu trennen. Entsprechende VA repräsentieren offensichtlich Grenzstandorte, bei denen unsicher ist, ob sie:

- aktuell waldfrei, aber potenziell waldfähig sind (z. B. entwässerte, offene Moore oder nasse Torfstichsohlen),
- aktuell bewaldet sind, aber langfristig waldfrei werden (z. B. als Vernässungsfolge) oder aber
- aufgrund ihres Waldgrenzcharakters je nach Umweltkonstellation (Klimaschwankungen) zwischen vorgenannten Grundzuständen pendeln.

Ausschließlich auf Torf kommen acht oligotraphente VT vor. Zwei mesotraphente VT befinden sich niemals auf Torf. Die meisten meso- und eutraphenten sowie ein oligotraphenter VT (18 von 28) besiedeln Torf- **und** mineralische Nassstandorte. Damit lassen sich Torf- und mineralische Nassstandorte in vielen Fällen auf vegetationskundlicher Basis **nicht** differenzieren.

Die Baumschicht der Wälder wird von sechs Arten gebildet. Unter standörtlich gleichen Bedingungen können verschiedene Baumarten zur Vorherrschaft gelangen. Eine hohe Gesamtartenzahl in Baum-, Kraut- und Mooschicht weisen lichte Wälder oligotroph-saurer und zugleich nasser Moore auf, verursacht durch das gemeinsame Vorkommen von Arten waldfreier und waldgeprägter Moorlebensräume.

Anhand eines Tabellenvergleiches sind die Wald-VT verschiedenen Ausprägungen der Assoziation *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* und der *Betulion pubescentis*-Basalgesellschaft zuzuordnen.

Das in etlichen VA gehäufte Auftreten von Stickstoffzeigern ist ein Hinweis auf Kalk-einträge.

4.2 Vergleich der aktuellen Waldvegetation des Untersuchungsraumes mit historischen Beschreibungen aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts

Die ältesten pflanzensoziologischen Dokumentationen erzgebirgischer Moor- und Feuchtwälder liegen von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) sowie von REINHOLD (1939) vor.

4.2.1 Vergleich mit den Beschreibungen von KÄSTNER & FLÖBNER (1933)

Ausgangslage

KÄSTNER & FLÖBNER (1933) dokumentierten zwischen 1926 und 1931 in 24 Mooren gehölz- bzw. waldgeprägte Pflanzenbestände (Tab. 4.2-1) mit insgesamt 53 VA. Davon sind 48 VA als Einzelaufnahme und weitere fünf als Stetigkeitstabelle überliefert. Untersuchungsschwerpunkt waren Moore des Mittelerzgebirges (45 VA) speziell bei Sebastiansberg (28 VA). Die Mehrzahl der VA (45) stammt aus tschechischen Mooren, die damals oft nur randlich beeinträchtigt waren (Keil-, See-, Polackenhaide, Großer Kranichsee, Alte Schmiede).

Tab. 4.2-1: Übersicht der von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) untersuchten Waldbestände auf Moor im Erzgebirge

<u>Ost erzgebirge</u>	Zahl der VA	<u>westliches Mittelerzgebirge</u>	Zahl der VA
- Moorgebiet Altenberg		- Moorgebiet Boží Dar	
Georgenfelder Hochmoor	1	Alte Schmiede*	8
		Bärischteich-Moor*	3
östliches Mittelerzgebirge		Sonnenwirbelhäuser*	2
- Moorgebiet Sebastiansberg / Kühnhaide		Reißzeche*	2
Keilhaide*	8	Hochmoor G*	1
Neudorfer Haide*	4	Hochmoor D*	1
Mothhäuser Haide	1		
Haßbergmoor*	2	Westerzgebirge	
Seehaide*	1	- Moorgebiet Přebus / Carlsfeld	
Schreiberhaide*	1	Weiters Glashütte	1
Polackenhaide*	1	Kleiner Kranichsee, deutscher Teil	2
Moor am Flügel C*	1	Großer Kranichsee*, tschech. Teil	2
Stengelhaide	1	Gemeindemut Sauer sack*	1
Baderhaide	1	Bürgerlicher Torfstich Sauer sack*	1
Hochmoor am Ringelflügel	1		
Ochsenstaller Haide*	1	* Moor überwiegend oder ganz in Tschechien	
keine genaue Ortsbenennung*	5	gelegen; VA in Tschechien befindlich	

Die Autoren unterschieden folgende Einheiten (mit Zahl der Belegaufnahmen):

1) *Pinetum uncinatae*

- *typicum* (12 VA)
- *piceosum* (9 VA)
- *betuletosum nanae* (14 VA)
- *ledetosum* (5 VA)
- *betuletosum carpatica* (4 VA)
- *sphagnetosum recurvii* (2 VA)

2) *Piceetum excelsae* - versumpfund

- in fortgeschrittener Versumpfung (2 VA)
- in beginnender Versumpfung (5 VA als Stetigkeitstabelle)

Alle genannten Pflanzengesellschaften und Ausprägungen wurden als „Nadelwälder“ bezeichnet. Das Pinetum uncinatae als Primärbeschreibung des heutigen „Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae“ (RENNWALD 2000) umfasste sowohl Rein- als auch Mischbestände von *Pinus rotundata*, *Picea abies* und *Betula pubescens*. Ein wesentliches Augenmerk lag auf der Differenzierung von floristischen Besonderheiten. So dienten z. B. *Betula nana* und *Ledum palustre* als „Unterscheidungsarten“. Krummholzartige und einstämmig-aufrechte Wuchsformen von *Pinus rotundata* wurden in den Originaltabellen nicht differenziert (vgl. Anlage A 4.2-1).

Typologische Zuordnung und Ökologie der historischen Vegetation aus heutiger Sicht

Die auf mehrere Tabellen verteilten VA von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) wurden zusammengefasst und nach den in Kapitel 3.3.1 beschriebenen Prinzipien neu geordnet. Die von den Autoren vorgenommene Gruppierung der VA in verschiedene Subassoziationen wird in Folge dessen meist stark modifiziert (Anlage A 4.2-1). Während VA 1-11 des „Pinetum uncinatae typicum“ weiterhin als ähnlich und damit als zu zusammengehörig gelten können, ergibt sich für die VA des „Pinetum uncinatae piceosum“ (VA im Tabellenkopf violett), „betuletosum nanae“ (hellblau) und „ledetosum“ (hellgrün) eine weitgehend veränderte Grundstruktur mit deutlichen Überschneidungen (durchmischte Farbabfolge). Die VA der Subassoziationen offenbaren so starke Ähnlichkeiten, dass die Subassoziationen als solche nicht beibehalten werden können. Die Ursache liegt im veränderten Gliederungsprinzip. Statt maximal drei „Unterscheidungsarten“ wird nun das gesamte ökologische Grundgerüst einbezogen. Deutlich zeigt sich bei gleicher Grundartenstruktur und folglich gleicher ökologischer Konstellation (innerhalb eines VT!), dass in den VA 18 bis 41 jeweils einzelne – von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) als Unterscheidungsarten verwendete – Baum- oder Straucharten vorherrschen. Dies können *Pinus rotundata*, *Picea abies*, *Betula nana*, *Betula pubescens* ssp. *carpatica* oder *Ledum palustre* sein, wobei die beiden erstgenannten Gehölzarten natürlicherweise vorherrschen und die letzteren offensichtlich lichte Störungsstellen (Torfstich, VA 26, 41) bzw. Lichtungen (nahe Rüllen, Laggs VA 19, 31, 33, 35) besiedeln.

Der **oligotraphente** Flügel der Moorwälder (VA 1-43) ähnelt in großen Teilen den heutigen Verhältnissen. Nasse Ausprägungen dominieren mit 34 VA (VT 3c - Moosbeer-Moorwald) gegenüber trockenen Ausprägungen mit neun VA (VT 3e, 3f - Trunkelbeer-Moorwald, Preiselbeer-Moorwald). Ein Drahtschmielen-Moosbeer-Moorwald (VT 3d) ist nicht nachweisbar, ein Rosmarinheide-Moorgehölz (3a) lässt sich nur in Anklängen erkennen – es fehlen die nassetolerante Arten wie *Andromeda polifolia* (F: 9) und *Myrica anomala* (F: 8; beide AG 1.1). Der **mesotraphente** Flügel (VA 44-48) ist dem Schnabelseggen-Schmalblattwollgras-Feuchtwald (VT 4a), Trunkelbeer-Schmalblattwollgras-Feuchtwald (VT 4b) sowie dem Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald (VT 5c, teils bedingt) und dem Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald (VT 5e) vergleichbar. Extrem nasse *Picea abies*- bzw. *Pinus rotundata*-Bestände mit *Calamagrostis villosa* und *Vaccinium oxycoccos* wurden durch die VA 46 bis 48 dokumentiert. Mit dem Vorkommen von *Alnus glutinosa*, *Phragmites australis* und *Equisetum limosa* deuten sich sogar Tendenzen zu Erlen-Feuchtwäldern an.

Werden die mittleren Artenzahlen vergleichbarer Vegetationsausprägungen gegenübergestellt,

fällt die damalige Artenarmut der Moorgehölze auf (VT 3c: 13 gegenüber 24 heute; VT 3e: 12 gegenüber 22 heute). Ursache hierfür kann neben einem Umweltwandel eine damals geringere Probeflächengröße sein. Ein weiteres Indiz ist das Fehlen des VT 3a und der dazugehörigen AG 1.1. Entsprechende Bestände könnten als Vegetationskomplex bewertet und mit kleinen VA getrennt – als Bunttorfmoosgesellschaft bzw. Moorgehölz dokumentiert worden sein. Weder Probeflächengröße noch Probeflächenauswahl wurden von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) nachvollziehbar dokumentiert.

Unter der Annahme identischer Standortsbedingungen lässt sich auch die Artenstruktur vergleichen. Der Vergleich soll speziell für die VT oligotropher Standorte vorgenommen werden. In Anbetracht o. g. Probeflächenproblematik werden nur deutliche Stetigkeitsübereinstimmungen und -differenzen als sicher und bewertungsrelevant eingestuft. Folgende floristische Ähnlichkeiten bzw. Abweichung zwischen historischer und aktueller Vegetation sind bemerkenswert:

- *Sphagnum magellanicum* (AG 1.1) – ein ursprünglicher Haupttorfbildner – war schon damals in den Moorwäldern des Erzgebirges selten.
- *Sphagnum fallax* (AG 1.4) als nährstoffbedürftigere Torfmoosart war damals ähnlich häufig wie heute.
- *Cladonia rangiferina* trat damals im Gegensatz zu heute höchstens auf. *Pleurozium schreberi* und *Dicranum scoparium* (AG 2.2) erreichten zudem hohe Dominanz.
- Im Bereich der Armmoores fehlten im Gegensatz zu heute weitestgehend: *Deschampsia flexuosa*, *Galium saxatile*, *Brachythecium oedipodium*, *B. salebrosum* (AG 2.3), *Carex nigra*, *C. canescens* (AG 1.4). Nicht nachweisbar war zudem die Gruppe der Stickstoff- und Kalkungszeiger (AG 7, z. B. *Taraxacum officinale* agg., *Brachythecium rutabulum*, *Senecio ovatus*).

Damit wird insbesondere die heute höhere Nährstoffverfügbarkeit in den Mooren deutlich.

4.2.2 Vergleich mit den Beschreibungen von REINHOLD (1939)

Ausgangslage

REINHOLD (1939) dokumentierte Fichtenwaldgesellschaften des Erzgebirges mit 496 VA, die allerdings nur als Stetigkeitstabelle überliefert wurden und somit keine detaillierte Analyse (vgl. Kap. 3.3.1) zulassen.

Im Bereich erzgebirgischer Nass- und Moorstandorte untersuchte REINHOLD (1939) ausschließlich Ausprägungen des **Piceetum Hercyniae** (mit lfd-Nr. in Anlage A 4.2-2):

auf „Hochmoor“

- molinietosum (Nr. 1)
- caricetosum (Nr. 3)

auf „Anmoor“

- sphagnetosum (Nr.2)
- paludosum-typicum (Nr. 4)
- paludosum-pinetosum (Nr. 5)

Typologische Zuordnung und Ökologie der historischen Vegetation aus heutiger Sicht

Die Stetigkeitstabelle wurde anhand von AG neu sortiert und erlaubt somit eine einheitliche ökologische Interpretation (Kap. 4.1.1). Alle fünf Ausprägungen sind den VT der Wollreit-

gras-Feuchtwälder zuzuordnen. Die Untergesellschaften „molinetosum“ und „paludosum-pinetosum“ entsprechen dem VT Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald, die Untergesellschaften „caricetosum“ und „sphagnetosum“ dem VT Wollgras-Wollreitgras-Feuchtwald und die Untergesellschaft „paludosum-typicum“ dem VT Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald. Im Unterschied zu den Aufnahmen von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) sind damit ausschließlich mesotraphente VT repräsentiert. Folgende floristische Eigenheiten sind bemerkenswert:

- *Sphagnum fallax* war ähnlich häufig wie heute.
- *Pleurozium schreberi* und *Dicranum scoparium* (AG 2.2) erreichten im Gegensatz zu heute hohe Dominanz. *Bazzania trilobata*, *Plagiothecium undulatum* (beide AG 3), *P. denticulatum*, *Calypogeia azurea* und *Plagiochila asplenioides* erreichten auf vergleichsweise trockeneren Ausprägungen (VT 5c, 5e) im Gegensatz zu heute hohe Stetigkeiten. Gleiches gilt für *Brachythecium*, wobei hier keine Art angegeben wurde und somit keine weiterführende Aussage getroffen werden kann.
- Deutlich seltener waren dagegen *Ptilidium ciliare*, *Calypogeia neesiana*, völlig fehlten *Cephalozia bicuspidata* und *Tetraphis pellucida* (übersehen?).
- *Deschampsia flexuosa* (AG 2.3) hatte im Gegensatz zu heute eine geringe Stetigkeit, *Galium saxatile* trat gleich häufig auf.
- Das regelmäßige Auftreten von *Homogyne alpina* und *Luzula sylvatica* war und ist typisch für westerzgebirgische Kammlagen, aus denen das Aufnahmematerial offensichtlich bevorzugt stammt.
- Nicht nachweisbar waren große Teile der Gruppe der Stickstoff- und Kalkungszeiger (AG 7, z. B. *Taraxacum officinale* agg., *Senecio ovatus*).

Werden Ausprägungen und Gesellschaften der terrestrischen Standorte (Piceetum Hercyniae myrtilletosum, calamagrostidetosum, vaccinietosum vitis-idaeae; Sorbeto-Piceetum) in die Analyse einbezogen, ergibt sich ein weiterer Aspekt, der in der heutigen Flora des Erzgebirges keine Entsprechung findet: *Sphagnum capillifolium* erreichte damals auch außerhalb der Nassbereiche hohe, *S. girgensohnii* zumindest mittlerer Stetigkeiten (beide AG 2.1).

Fazit

Die Gegenüberstellung alter und neuer VA vergleichbarer Standorte zeigt über einen Zeitraum von 70 bis 80 Jahren Gemeinsamkeiten, aber auch einige deutliche Veränderungen der Artenzusammensetzung. *Sphagnum magellanicum* war früher ähnlich selten, *S. fallax* ähnlich verbreitet wie heute. Starken Veränderungen unterlag die Moosschicht. Viele charakteristische Arten sind zurückgegangen (*Cladonia rangiferina*, *Bazzania trilobata*, *Plagiothecium undulatum*). In Kraut- und Moosschicht treten heute hingegen nährstoffbedürftigere Arten auf, die teils als Stickstoff- und Kalkungsweiser mooruntypisch sind (z. B. *Taraxacum officinale* agg.). Arten, die damals auch auf unvernässten Standorten häufig vorkamen (*Sphagnum capillifolium*), besiedeln heute fast nur noch Nassstandorte.

4.3 Geschichte und aktuelle Struktur der Moore in den Untersuchungsgebieten

4.3.1 Die Entwicklung der Moore in den Untersuchungsgebieten unter anthropogenem Einfluss

Siedlungsgeschichte

Das obere Erzgebirge mit den hier befindlichen Untersuchungsgebieten gehört in Sachsen zu den relativ spät erschlossenen Regionen. Eine starke Aufsiedlung dieser unwirtlichen Region ergab sich erst mit den Erzfunden und dem Einsetzen des „Berggeschrey“ im Mittelalter. Die erstmalige Erwähnung von Siedlungen (Existenz, Gründung, Wüstfallen) im nahen Umfeld der Moore zeigt, ab welchem Zeitpunkt spätestens mit einem erheblichen Einfluss des Menschen auf Wasserhaushalt und Vegetation der Moore zu rechnen ist:

- Moorgebiet Deutscheinsiedel: Deutscheinsiedel, erwähnt als „Einsiedel“ 1448; Seiffen, erwähnt als „Cynsifen“ **1324**,
- Moorgebiet Kriegswald: Ullersdorf, wüst um **1300**; Rübenau 1497 erwähnt als „Einsiedel“, 1580 als „Riebenaw“,
- Moorgebiet Kühnhaide: Kühnhaide erwähnt 1534; Reitzenhain erwähnt 1401,
- Mooshaide: Wüstenschletta erwähnt **1323**, wüst 1481; Lauta erwähnt 1434; Stadt Marienberg gegründet 1523,
- Kriegswiese: Satzung erwähnt 1501.

Etwa seit dem 12. Jh. gab es Passstraßen, die „alten böhmischen Steige“, welche zumindest die Moorgebiete Kühnhaide, Deutscheinsiedel und Kriegswald, möglicherweise auch die Mooshaide tangierten (vgl. BARTH & ZIEHLKE 1985, AUTORENKOLLEKTIV 1985). Mit der Besiedlung, insbesondere aber mit dem Ressourcen zehrenden Bergbau, setzten neben der Landwirtschaft auch im Wald intensive Nutzungen (Brenn-, Bauholz, Pech, Asche, Harz, Holzkohle, Flößerei, Waldweide, Jagd, Torfabbau) ein, welche – direkt oder indirekt – teils bis in die Moore hinein wirkten. Für das Moorgebiet Kühnhaide existiert zwar eine ausführliche Analyse dieser Vielfalt an Nutzungen (STERZIK 1993), es ist jedoch schwer, für die Moore Umfang und Bedeutung diese Eingriffe abzuschätzen. Von Interesse sind Datierungen und Lokalisierungen, insbesondere:

- Veränderungen des Gewässernetzes (Entwässerungsgräben, Bergwerksgräben) und Anlage von Wasserbarrieren,
- Anlage von Torfstichen,
- Veränderungen des Waldzustandes und Ursachen hierfür (Fotos in Anhang 4.3-9).

Eine detaillierte Darstellung der Rechercheergebnisse, nach Zeitabschnitten und für jedes einzelne UG getrennt, sowie weiterführende Literaturangaben enthält Anhang 4.3-1. Im Folgenden sollen die wesentlichsten anthropogenen Veränderungen dargestellt werden.

Kunstgräben und Straßen

Frühzeitige Störungen gehen von Kunstgräben in Einzugsgebieten und Straßen im Moor (Unterbrechung der hydraulischen Durchgängigkeit) sowie dem Anstau von Teichen auf Moor aus. Diese Eingriffe lassen sich in elf von 30 Moorkörpern nachweisen (REINHOLD 1942, AUTORENKOLLEKTIV 1985, STERZIK 1993, RIEDEL & KUNIS 1997):

- Zeuggraben von Reitzenhain nach Lauta (1551): Mooshaide, Stengelhaide,
- Siegelsgraben vom Münzel- zum Flößteich (Bau vermutlich mit Flößteich um 1600): Brandhübelmoor,
- Heidengraben nach Seiffen (16. Jh.): Badwegmoor, Bornmoor, Oberes und Unteres Teichhübelmoor, Nasses Fichzig, A-Flügelmoor,
- Lehmhaider Teich (gegen 1571): Lehmhaide,
- Görkauer Straße (um 1570): Mothhäuser Haide.

Existent und wirksam sind bis heute: Zeuggraben bei Reitzenhain, Heidengraben, Lehmhaider Teich und Görkauer Straße. Die Abmessungen der Kunstgräben konnten beträchtlich sein (Zeuggraben: je 1,7 m breit und tief; RIEDEL & KUNIS 1997). Eine Quantifizierung, inwieweit die Kunstgräben den Mooren das Wasser der EZG entziehen, es einleiten oder umverteilen, steht noch aus.

Anlage von Entwässerungssystemen im Moor

Der folgenreichste Eingriff in die Moore war die Anlage umfangreicher Entwässerungssysteme etwa zwischen 1820 und 1860. Für das Moorgebiet Kühnhaide ist die Anlage von 250 km Gräben nachvollziehbar (TÄGER 1858, berechnete Werte in Anhang 4.3-2). Von der Entwässerung wenig betroffen waren nur die Kriegswiese und die Stengelhaide im Bereich des heutigen Torfstiches. Die Mothhäuser Haide ist das einzige Moor, in dem die Entwässerung nachweislich und frühzeitig aufgegeben wurde (1875; in GLÄSER 1959). Bemerkenswert ist weiterhin die sehr lückenhafte Dokumentation der Gräben in den historischen (seit 1875) und aktuellen topographischen und auch forstlichen Kartensystemen. Damit ist ein wesentlicher, die forstliche Produktion betreffender Standortfaktor nicht bekannt.

Torfgewinnung

Zu den bedeutenden Beeinträchtigungen gehört außerdem die Torfgewinnung. Nachgewiesen ist die Errichtung von Torfhäusern um 1561, eines davon in der „Khinhaide“ bei Marienberg. Ungefähre Datierungen sind für wenige Torfstiche möglich (Mothhäuser Haide möglicherweise ab 1650 bis 1820; Mooshaide möglicherweise ab 1650 bis 1900; Brandhübelmoor ca. 1880 bis 1947; Stengelhaide möglicherweise ab 1650, mit Unterbrechung bis 1990; Krünigshaide vor 1945 bis ca. 1952; Quellen: Äquidistantenkarten, Topographische Karten, GLAESER 1901, GÄBERT 1903, STERZIK 1993, ZINKE & ULLMANN 2002). Betroffen waren letztlich acht von 30 Moorkörpern (Brandhübelmoor, Krünigshaide, Mothhäuser Haide, Stengelhaide, Herrenhaide, Teichhaide, Mooshaide, Kriegswiese). Einige der Torfstiche sind stark vernässt und beherbergen heute größere Offenbereiche (Krünigshaide, Stengelhaide, Mooshaide, Kriegswiese).

Immissionen

Immissionen von SO₂ spielten schon im 19. Jh. eine Rolle. Sie wurden im Zeitraum von 1970 bis 1995 landschaftsprägend, in dem sie Waldbestände weiträumig zum Auflichten und Absterben brachten. Deutlich wurde die geringe standortsbedingte Toleranz der Wälder auf Moor- und mineralischen Nassstandorten gegenüber plötzlich und stark auftretenden Schadeinflüssen. Die nachfolgend begründeten Interimsbestände gebietsfremder Baumarten modellieren die Moore bis heute deutlich aus dem umgebenden Forsten heraus. Aufschlussreich ist eine Bilanz der FORSTEINRICHTUNG (2000): Blößen betreffen im Revier Deutscheinsiedel 6 % aller terrestrischen, 30 % aller mineralischen und 15 % aller organischen Nassstandorte. Nassstandorte sind schwer wieder in Bestockung zu bringen, mineralische offensichtlich sogar schwerer als organische Nassstandorte. Im Moorgebiet Kühnhaide zeigt sich eine positive Auswirkung plenterartiger Waldstrukturen. Es ist immer ein Verjüngungspotenzial vorhanden, auch wenn es sich nur um eine Baumart handelt, werden selten alle Bestandesschichten zugleich zerstört.

Waldentwicklung

Die Entwicklung der Wälder und des Waldanteils auf Moor vollzieht sich in Etappen:

- Die frühesten Beschreibungen **um 1600** dokumentieren einen Waldzustand ca. 300 Jahre nach dem Einsetzen der Siedlungstätigkeit und ca. 80 bis 100 Jahre nach Einsetzen des Bergbaus. Im Umfeld der Bergbaureviere von Marienberg, Lauta und Pobershau zeichnen sich deutliche Waldverwüstungen ab. Insbesondere die Nutzungen des Marienberger Bergbaus bis in den Kriegswald und nach Kühnhaide hinein wurden mehrfach benannt. Ähnlich starke Auswirkungen dürfte das Bergbaurevier Seiffen gehabt haben. Alle Moore waren auf Grund ihrer Nähe zu überregionalen Wegen und Straßen erreichbar (insbesondere Mothhäuser Haide, Krünigshaide). Die menschlichen Einflüsse auf das bewaldete Umfeld der Moore und damit deren Einzugsgebiete dürften sehr frühzeitig eingesetzt haben. Starke Einflüsse sind in der Mooshaide anzunehmen. Ihr EZG wurde großteils entwaldet, vermutlich schon mit Einsetzen des Bergbaus. Allenfalls die Kriegswiese befand sich noch längere Zeit abseits menschlicher Tätigkeit. Die natürliche Baumartenzusammensetzung im Umfeld der Moore ist noch erkennbar, aber nicht mehr ursprünglich. Aussagen zur Bestockung der Moore sind kaum zu erschließen (Datenauswertung aus REINHOLD 1942).
- **Um 1800**, also noch vor dem Einsetzen der Entwässerungen, waren die Moore **überwiegend von Gehölzen bedeckt**. Eindeutig offene Bereiche mit jeweils nur wenigen Hektar Umfang sind nur für die Untere Teichhaide, das Brandhübelmoor, Krünigshaide, Hühnerhaide und Kriegswiese nachweisbar (Quellen: SÄCHSISCHES MEILENBLATT). Es handelte sich um einen geringen Teil der Moorfläche in den UG.
- Spätestens **1875** waren alle Moore der UG – abgesehen von den Torfstichen – **vollständig bewaldet** (ÄQUIDISTANTENKARTE; Unsicherheiten siehe Stengelhaide, Anhang 4.3-1). Die dichten Entwässerungssysteme waren damals 20 bis 50 Jahre alt.
- Der Zustand einer weitgehenden Bewaldung hält bis in die **Gegenwart** an. Zwischenzeitlich durch SO₂-Immissionen entstandene Blößen wurden überwiegend wieder aufge-

forstet. In nicht abgetorften Mooren finden sich natürlich waldfreie Bereiche punktuell in Wiedervernässungen (z. B. Badwegmoor, Mothhäuser Haide). Weitere Offenbereiche entstanden in Folge von Torfabbau neu.

Insgesamt zeigt sich eine fortschreitende **Bewaldung**. Dass diese bereits vor den flächigen Entwässerungen des 19. Jh. einsetzte, deutet sich durch die Bewaldung um 1800 an, aber auch die erheblichen Stockholznutzungen mit bis zu 173 fm/ha, die im Kühnhaider Moorgebiet im Zuge der Entwässerungsarbeiten zwischen 1818 und 1854 möglich waren (Anhang 4.3-2). Dass die völlige Bewaldung in einem recht kurzen Zeitraum stattgefunden haben könnte, kann aus einer Feststellung von MÄNNEL (1896) geschlossen werden, nach der die Moore des Erzgebirges noch Mitte des 18. Jh. von „Sphagnetum“ (zumindest in Teilen!) bedeckt waren. Die um 1900 vorherrschenden Bestände von *Pinus rotundata* hatten dem Autor zufolge ein Alter von kaum mehr als 100 Jahren. Übertragen auf die UG würde dies bedeuten, dass sich zwischen 1700 und 1800 die Umweltbedingungen wesentlich änderten und die Moore infolge dessen trockener wurden. Als Ursachen kommen Veränderungen des Klimas, frühzeitige Straßenbauten und Torfstichbetriebe in Betracht, welche die hydromorphologische Struktur der Moore unmittelbar verändern, aber auch mittelbare anthropogenen Auswirkungen, die sich aus einer Veränderung der EZG ergaben (z. B. Anlage von Kunstgräben).

Die Baumschicht heutiger Moorwaldbestände ist auf direktem Weg (Pflanzung, selektiver Aushieb) und indirektem Weg (Förderung durch Entwässerung, Immissionen) hochgradig durch den Menschen beeinflusst. Für den Einzelbestand dürfte die nutzungsbedingte Abwandlung nach 200 Jahren geregelter Forstwirtschaft – wenn überhaupt – nur mit erheblichem Aufwand nachvollziehbar sein. Die Bestockung ist folglich als Standortsindikator nur eingeschränkt verwendbar.

Vorkommen von *Pinus rotundata*

Im 16. Jh. fehlen für alle 30 Moore archivalische Hinweise auf das Vorkommen von *Pinus rotundata*. Dieser Sachverhalt ist allerdings vorsichtig zu bewerten – für den gesamten Untersuchungsraum wurden im gleichen Zeitraum nur sechs Vorkommen genannt (Seehaide bei Altenberg, Kranichsee, Friedrichshaide sowie drei weitere Gebiete, REINHOLD 1942), um 1850 waren jedoch mindestens 55-60 Vorkommen existent (GOLDE 1996). Eine starke künstliche Förderung bis dahin ist auszuschließen. In den Mooren der UG könnte *Pinus rotundata* folglich auch ohne Nennung häufig gewesen sein. *Pinus rotundata* lieferte sicher – abgesehen von speziellen Verwendungen wie Kienspänen für Beleuchtungszwecke – kein nennenswertes Nutzholz. Eher waren extreme Nutzungswidrigkeit und Großflächigkeit der „struppichten Kiefern“ Anlass zur Nennung. Letztlich verweisen einzig Lokalnamen wie „Kühnhaide“ (Ortslage Kühnhaide; Kühnhaide bei Reitzenhain – heute Maierhaide, Kiehnheyde bei Deutscheinsiedel – heute Brandhübelmoor) auf das damalige Vorkommen bedeutender *Pinus rotundata*-Bestände in den UG. Nachgewiesene Vorkommen sind: Mothhäuser Haide, Brandhübelmoor, Mooshaide (alle aktuell), Stengelhaide (historisch). Dass *Pinus rotundata* heute weitgehend fehlt, ist nicht nur der lang anhaltenden Trockenheit der Moore geschuldet, sondern auch einer konsequenten Abnutzung, die der Refinanzierung der Moorentwässerung und der Kulturvorbereitung diente (Stockholznutzung im Moorgebiet Kühnhaide, Anhang 4.3-1).

4.3.2 Aktuelle Standorte und hydromorphologische Struktur der Moore in den Untersuchungsgebieten

Die Verbreitung und Mächtigkeit der Torfe in den einzelnen UG ist aus Anhang 4.3-3 (Karte 1 - 5) ersichtlich. Je nach zugrunde liegender Kartierung (Kap. 3.2.3) und UG müssen unterschiedliche Torfmächtigkeitsstufen dargestellt werden. Angaben zu den Torfmächtigkeiten > 1 m fehlen im Bereich von Bärenlochhaide und Kolbemoor. Hier mussten Schätzungen anhand von Grabeneinschnitten vorgenommen werden. In allen fünf UG lassen sich 30 Moorkörper abgrenzen (Anhang 4.3-4). Jeder Moorkörper weist charakteristische abiotische Merkmale auf, die für seine Beurteilung relevant sind. Hiervon stellt Tabelle 4.3-1 wesentliche Merkmale dar.

Tab. 4.3-1: Übersicht und Charakteristik der Moorkörper

Moorkörper (MK)			Stromlinienlänge im Moorkörper			Einzugsgebiet	
Name	Torf, max (m)	Fläche (ha)	A) maximal ungestört (m)	B) maximal gestört (m)	Anteil B an A + B (%)	Fläche (ha)	Flächenanteil potenzieller EZG (%)
A-Flügelmoor	3,0	3,6	250	150	60	6,3	64
Badwegmoor	3,2	8,0	250	200	80	22,0	73
Bärenlochhaide	3,0	27,8	620	130	21	72,9	72
Bauernhaide	3,0	18,2	320	80	25	22,6	55
Bornmoor	1,2	0,3	75	75	100	1,3	81
Brandhübelmoor	4,6	16,3	650	150	23	36,8	69
Erlhaide	4,5	19,3	500	150	30	19,4	50
Gründelhaide	2,0	2,6	170	130	76	3,6	58
Herrenhaide	2,0	3,0	130	90	69	5,3	64
Hohe Haide	1,0	2,0	170	50	29	2,7	57
Hühnerhaide - Mitte	4,0	9,0	480	210	44	7,1	44
Hühnerhaide - Ost	4,1	18,4	780	160	21	18,0	49
Hühnerhaide - West	3,0	13,4	618	130	21	8,2	38
Kolbemoor	1,0	3,1	170	130	76	7,4	70
Kriegswiese	3,0	20,9	500	350	70	14,9	42
Krünigshaide (inkl. Torfstich)	3,8	7,9	350	100	29	21,8	73
Lange Haide	1,0	1,7	50	50	100	19,1	92
Lehmhaide (westl. Teil)	3,6	8,1	370	120	32	47,5	85
Mooshaide	3,5	19,7	250	250	100	128,8	87
Mothhäuser Haide	8,2	85,8	1100	100	9	28,2	25
Nasses Fichzig	1,0	0,9	90	30	33	6,8	88
Oberes Teichhübelmoor	3,1	7,7	300	170	57	21,5	74
Östliche Stengelhaide	k.A.	5,5	180	180	100	k.A.	k.A.
Stinkenhaide	1,0	11,7	390	100	26	16,8	59
Südliche Stengelhaide	4,0	7,4	265	190	72	25,2	77
Teichhaide	2,0	1,9	220	90	41	2,3	55
Torfstich Stengelhaide	k.A.	46,8	600	450	75	56,5	55
Unteres Teichhübelmoor	3,1	6,3	270	100	37	5,8	48
Westliche Stengelhaide	2,0	29,8	600	90	15	16,1	35
Zwischenmoor an der Schweinitz	1,0	0,9	190	140	74	0,3	27
Summe	-	408,1	-	-	-	-	-
Mittelwert	-	13,6	363,6	144,8	51,5	22,2	61,6

k.A. – keine Angaben

Moorfläche und Torfmächtigkeiten

Die in den UG befindliche **Moorfläche** beträgt 460 ha. Moorkörper nehmen davon 408 ha ein. In ihrer Umgebung befinden sich organische und mineralische Nässtandorte mit einer Fläche von 52 ha bzw. 199 ha. Von 30 Moorkörpern ist die Mehrzahl kleinflächig. 18 Moorkörper unterschreiten eine Fläche von 10 ha, nur fünf überschreiten die Fläche von 30 ha (Abb. 4.3-1). Der größte Moorkörper ist die Mothhäuser Haide mit 86 ha (Tab. 4.3-1). Die

ursprünglich 110 ha (davon 89 ha im UG) bedeckende Stengelhaide ist heute durch großflächigen Torfabbau stark fragmentiert. Das größte, hiervon erhaltene Teilstück, die Westliche Stengelhaide, umfasst noch 30 ha.

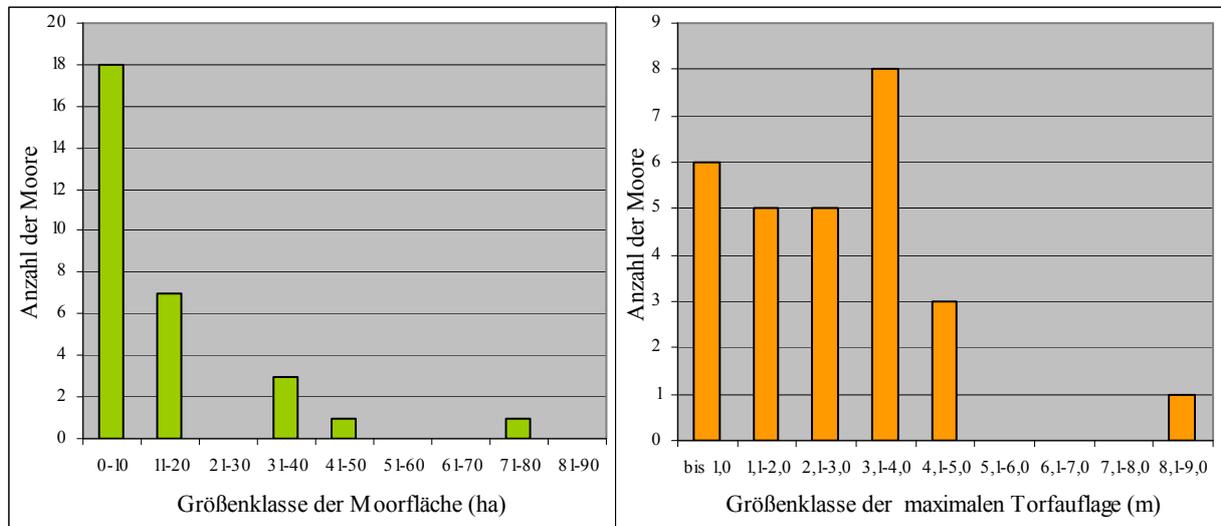


Abb. 4.3-1: Häufigkeit von Flächegrößen und maximaler Torfmächtigkeit einzelner Moorkörper in den Untersuchungsgebieten

Mit **Torfmächtigkeiten** von etwa 1 m sind Lange und Hohe Haide, Kolbemoor, Bornmoor, Stinkenhaide, Nasses Fichzig und das Zwischenmoor an der Schweinitz mineralbodennah (Tab. 4.3-1). Mächtigkeiten über 2 m werden in 17 von 30 Moorkörpern erreicht, über 4 m nur noch in vier Moorkörpern (Abb. 4.3-1). Die Mothhäuser Haide mit mehr als 8 m fällt wieder als Besonderheit auf. Anders als bei der Torffläche findet sich bei der Mächtigkeit keine kontinuierliche Abnahme der Größenklassen. Höhere Mächtigkeiten sind teils häufiger vertreten als niedrige (z. B. 1,1-2,0 m 5-mal; 3,1-4,0 m 8-mal). Selbst kleine Moore können über starke Torfauflagen verfügen (z. B. Krünigshaide 8 ha mit 3,8 m; Tab. 4.3-1).

Hydrographie

Die konstruierten Stromlinien des Wassers reichen generell aus oberirdischen EZG in die Moore hinein, d. h. alle 30 Moore besitzen einen mehr oder minder starken Hangwasseranschluss (Tab. 4.3-1, S. 73). Alle drei Grundtypen des Stromlinienmusters (parallel, divergent, konvergent; Kap. 3.3.5) sind in den UG anzutreffen. **Innerhalb eines Moorkörpers** können ein oder mehrere dieser Grundtypen vorkommen, so dass sich im konkreten Fall (Anhang 4.3-4) häufig Mischformen ergeben und eine weitergehende Klassifizierung erforderlich wurde (Tab. 4.3-2):

- Das Überwiegen von „**divergenten Stromlinienmustern**“ ist für zwölf Moore typisch, es wird durch die Aufwölbung des meist mächtigen Torfkörpers hervorgerufen (vgl. Anhang 4.3-4). Typische Beispiele sind Brandhübelmoor, Gründelhaide, Hühnerhaide West. Die Divergenz bewirkt eine flaschenhalsartige Einengung der Stromlinien im hangoberen Moorteil und damit eine sukzessive Abkoppelung vom Einzugsgebiet. Damit korrespondiert, dass ein Großteil des minerotrophen Hangwassers zudem bereits vor den mächtigsten Moorbereichen durch Laggs und Randgehänge in periphere Bereiche umverteilt

wird und das Moorinnere nicht erreicht (vgl. Abschnitt „Strukturelemente“). Selbst hohe potenzielle Hangwasseranteile können dann in weiten Moorbereichen hydrologisch wie ökologisch nicht wirksam werden, weil das Moorinnere von minerotrophem Wasser nicht erreicht wird. Die abschirmende Wirkung hydromorphologischer Sonderstrukturen wird im Falle der östlichen Hühnerhaide deutlich (Anhang 4.3-5, Karte 4b). Die geminderte Wirkung des Hangwassers im Moorinneren führt auf Grund dieser Umverteilung im Gegenzug zu einer verstärkten Wirkung in den Moorrandbereichen. Das Hangwasser bleibt damit für das Moor ökologisch wirksam, die Umverteilung erklärt die bereits von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) festgestellte Waldfreiheit von Laggs und Rüllen im Gegensatz zu den gehölzbestandenen Zentralbereichen der Moore.

- **„Komplex-divergente Stromlinienmuster“** kommen in Mooren vor, die zwar überwiegend divergente Stromlinien aufweisen, aber auch einen Anteil schwach eingemulde-ter Bereiche besitzen (4 Moore). Typisch ist das Auftreten mehrerer Moormächtigkeitszentren (Mothhäuser Haide, Südliche Stengelhaide vor Abbau) oder ausgeprägter Tief-rüllen (Lehmhaide) oder flächiger seitlicher Muldenlagen (Krünigshaide).
- **„Komplexe Stromlinienmuster“** weisen Moore auf, die einen ähnlich hohen Anteil divergenter und konvergenter Bereiche haben (7 Moore).
- Überwiegend **„konvergente Stromlinienmuster“** besitzen sieben Moorkörper. Die Torfmächtigkeit von einem Meter wird nur in zwei Fällen – Bornmoor (1,2 m) und Mooshaide (3,5 m) – überschritten. Bei letztgenanntem Moor handelt es sich um einen Rest-torfkörper, der vor der Torfstichnutzung mutmaßlich ein aufgewölbtes Relief hatte.

Tab. 4.3-2: Stromlinienmuster der einzelnen Moorkörper

Moorkörper	Torf, max (m)	Fläche (ha)	Stromlinien-muster	Moorkörper	Torf, max (m)	Fläche (ha)	Stromlinien-muster
A-Flügelmoor	3,0	3,6	divergent	Südliche Stengelhaide	4,0	7,4	komplex-divergent
Brandhübelmoor	4,6	16,3	divergent	Bärenlochhaide	3,0	27,8	komplex
Gründelhaide	2,0	2,6	divergent	Bauernhaide	3,0	18,2	komplex
Herrenhaide	2,0	3,0	divergent	Erlhaide	4,5	19,3	komplex
Hühnerhaide - Mitte	4,0	9,0	divergent	Östliche Stengelhaide	k.A.	5,5	komplex
Hühnerhaide - Ost	4,1	18,4	divergent	Torfstich Stengelhaide	k.A.	46,8	komplex
Hühnerhaide - West	3,0	13,4	divergent	Badwegmoor	3,2	8,0	komplex
Oberes Teichhübelmoor	3,1	7,7	divergent	Kriegswiese	3,0	20,9	komplex
Teichhaide	2,0	1,9	divergent	Bornmoor	1,2	0,3	konvergent
Unteres Teichhübelmoor	3,1	6,3	divergent	Hohe Haide	1,0	2,0	konvergent
Westliche Stengelhaide	2,0	29,8	divergent	Kolbemoor	1,0	3,1	konvergent
Zwischenmoor a.d. Schweinitz	1,0	0,9	divergent	Lange Haide	1,0	1,7	konvergent
Krünigshaide (inkl. Torfstich)	3,8	7,9	komplex-divergent	Mooshaide	3,5	19,7	konvergent
Lehmhaide (westl. Teil)	3,6	8,1	komplex-divergent	Nasses Fichzig	1,0	0,9	konvergent
Mothhäuser Haide	8,2	85,8	komplex-divergent	Stinkenhaide	1,0	11,7	konvergent

Auf den die Moorkörper **umgebenden organischen und mineralischen Nässtandorten** führen konvergente Stromlinien unterhalb großer EZG zu einer Durchströmung kleiner Bereiche mit großen Wassermengen. Soweit dies nicht mit Erosion und Fließgewässerbildung einhergeht, haben diese Bereiche ein hohes Potenzial für Nässe und Minerotrophie, wobei der Torfkörper meist nur geringe Mächtigkeit aufweist. Vielfach konnten hier Laggs kartiert werden. Charakteristische Schwächezonen mit diesen Eigenschaften zeichnen sich zwischen Bornmoor, A-Flügelmoor und Oberen Teichhübelmoor, zwischen Nassem Fichzig und

Unterm Teichhübelmoor, im „Hufeisen“ des Badwegmoores, zwischen den drei Moorkörpern der Hühnerhaide sowie zwischen Bauern- und Bärenlochhaide ab.

Anhang 4.3-4 und Tabelle 4.3-1 dokumentieren die Spezifik **der Ausformung einzelner Moorkörper**. So liegt z. B. die Lange Haide (1,7 ha, Anhang 4.3-4, Karte 3, Nr. 6) quer zum **Wasserstrom** und weist eine maximale, durch anthropogene Strukturen ungestörte Stromlänge von nur 50 m auf, in der die eindringenden, mineralreichen Hangwässer durch die Moorvegetation filtrierte und angesäuert werden können. Die vergleichbar große Teichhaide (1,9 ha, Karte 3, Nr. 7) hat dagegen eine Stromlänge von 220 m, das mit 0,9 ha deutlich kleinere Zwischenmoor an der Schweinitz (Karte 1, Nr. 8) von 190 m. Als Ausdruck der Autonomie eines Moorkörpers gegenüber seiner Umgebung wird deshalb neben seiner Fläche und Mächtigkeit die maximale Stromlänge des Wassers im Moorkörper gedeutet. Der Mittelwert liegt für alle 30 Moorkörper bei 364 m. Nur drei Moore weisen sehr kurze Stromlängen < 100 m auf: Bornmoor, Lange Haide, Nasses Fichzig. Hohe Werte über 500 m erreichen neun Moore, die höchsten: Bärenlochhaide und Brandhübelmoor (620 m bzw. 650 m), Hühnerhaide Ost (780 m) und Mothhäuser Haide (1.100 m). Mit der Stromlänge wächst die Torfmächtigkeit an (Abb. 4.3-2). Auffällig ist die Stinkenhaide. Sie besitzt bei nahezu durchschnittlicher Stromlänge eine nur geringe Torfmächtigkeit (390 m → 1 m).

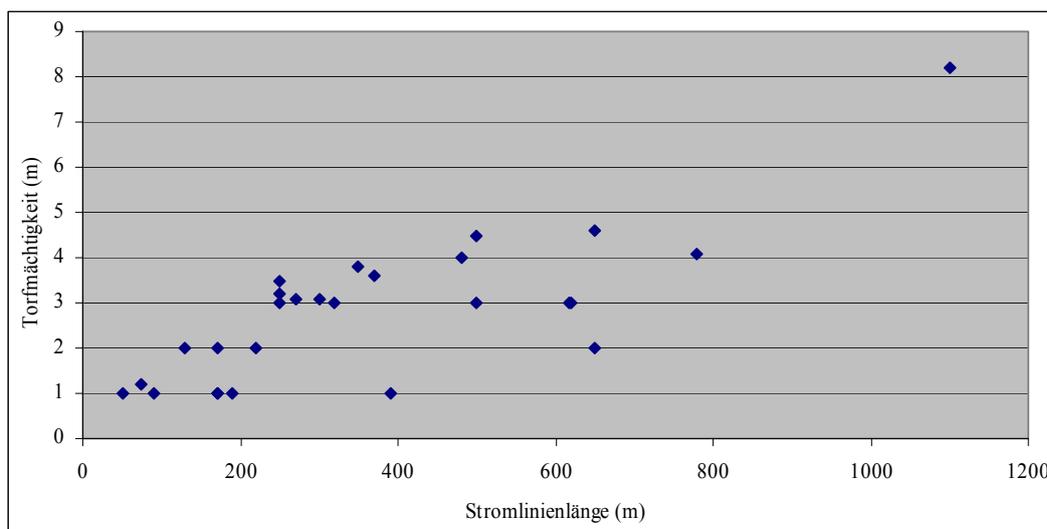


Abb. 4.3-2: Torfmächtigkeit und maximale Stromlänge einzelner Moorkörper

Hydromorphologische Strukturelemente

Typische Moorstandorte nehmen zwei Drittel der Moorfläche von 460 ha ein. Hinzu kommen Strukturen, die besondere topographische, standörtliche oder vegetationskundliche Merkmale aufweisen (Kap. 3.2.3, Anhang 4.3-5) und auf Grund ihres meist kleinflächigen Auftretens in den UG im Folgenden als „Sonderstrukturen“ bezeichnet werden.

Sonderstrukturen, die **flächig** auftreten, sind (Tab. 4.3-3):

- Nasse, seggenreiche Laggs stehen hinsichtlich ihres Flächenanteiles an zweiter Stelle (10 % der Moorfläche bzw. 29 % der Sonderstrukturen, Tab. 4.3-3, Spalte 2, 3). Zumeist handelt es sich um Seitenkantenlaggs (z. B. Krünigshaide, Anhang 4.3-5, Karte 4a) und

innere Laggs (z. B. Hühnerhaide, Karte 4b), die aufgrund ihrer Einmuldung und großer EZG überdurchschnittlich nass und teils waldfrei sind, selten um Oberkantenlaggs (Mooshaide, Karte 5). Selbst zwischen Moorkörpern ist die stark verminderte Torfmächtigkeit charakteristisch (z. B. Hühnerhaide, Anhang 4.3-3, Karte 4b).

- Weniger bedeutend sind Moorteile mit Schlenken (4 % von 460 ha Moorfläche). Sie konnten in neun Bereichen mit einer Fläche von 18 ha angetroffen werden: Mothhäuser Haide (vier Bereiche: 11 ha von 86 ha Moorkörper), Erlhaide (ein Bereich: 0,4 ha von 19 ha), südliche (zwei Bereiche: 0,2 ha von 7 ha) und Westliche Stengelhaide (ein Bereich: 1,4 ha von 30 ha) sowie Kriegswiese (ein Bereich: 4,7 ha von 21 ha).
- Torfstiche prägen ein Sechstel der Moorfläche. Ihr Flächenanteil an den Sonderstrukturen erreicht fast 50 %.
- Moorgehänge sind zumeist Randgehänge an der Moorperipherie. Sie grenzen im Moorinneren jedoch auch Tiefrüllen ein (z. B. Lehmhaide, Karte 4a).
- Einen Verlandungsbereich am Rand eines Teiches besitzt die Lehmhaide.
- Am Nordostrand der Mothhäuser Haide befindet sich die einzige nasse Flachrülle von nur 0,2 ha Größe.

Tab. 4.3-3: Präsenz flächenrelevanter Sonderstrukturen

Hydromorphologische Struktur	Fläche (ha)	Anteil an Moorfläche (%)	Anteil an Fläche aller Strukturen (%)
Spalte →	1	2	3
Lagg	45,1	9,8	28,9
Flachrülle	0,2	0,1	0,2
Moorteile mit Schlenken	17,7	3,9	11,4
Moorgehänge	19,4	4,2	12,5
Verlandungsbereich	0,3	0,1	0,2
Torfstichgelände	72,8	15,8	46,8
Summe	155,5	33,9	100,0

Punktuelle Sonderstrukturen (Anhang 4.3-5) sind die häufig auftretenden Quellen und die seltenen Trichter des Moorkarstes in Lehmhaide und Hühnerhaide Ost. Karsterscheinungen, deren Genese noch nicht abschließend geklärt ist (Lehmhaide, siehe RASCHER & FISCHER 2000), sind bedeutsam, da sie eine natürliche moorinnere Entwässerung bewirken. Als **lineare** Sonderstrukturen treten verbreitet sekundäre Randgehänge auf, die infolge von Torfstichbetrieb entstanden. Vollständig **fehlen** Kolke und typisch ausgeprägte Bulte.

Damit sind nasse oder gar von frei anstehendem Wasser geprägte Moorstrukturen selten (Laggs, Schlenken), treten singular auf (Flachrüllen) oder fehlen ganz (Kolke). Inwieweit ein hydromorphologisches Potenzial für ein häufigeres Vorkommen von Kolken und Flachrüllen vorhanden ist, kann nur durch entsprechende hydrologische und stratigraphische Untersuchungen geklärt werden. Geeignete Bereiche für Laggs (Mulden) und Schlenken (flächige, gering geneigte Moore) sind vorhanden. Die Seltenheit letztgenannter Strukturen ist als Zeichen niedriger Grundwasserstände bzw. einer permanent hohen Trockenheit der Moore zu interpretieren. Die Trockenheit steht in einem Missverhältnis zu den Grundvoraussetzungen der Moorbildung (1. Hauptsatz der Moorhydrologie; EDOM 2001b).

Potenzielle Prägung der Moore durch Hangwasserspeisung

Das Flächenverhältnis zwischen EZG und Torfkörper gibt einen ersten Einblick, in welchem Maße Moore aus EZG mit Wasser und Nährstoffen versorgt werden könnten, wenn die Moore nicht durch Gräben, Straßen oder andere anthropogene Strukturen von ihrem EZG abgeschnitten wären. Bei dieser Analyse bleiben die konkrete hydromorphologisch bedingte Wasserverteilung (siehe Abschnitt „Hydrographie“) und die stromlängenabhängige Ausdünnung der Nährstoffe durch den Niederschlag (vgl. DIERSSEN & DIERSSEN 2001) unberücksichtigt. Unter der Annahme, dass die Versickerung in EZG und Moor gleich groß ist, kann der Anteil des EZG mit dem Hangwasseranteil gleichgesetzt werden.

Alle Moore verfügen über ein relevantes oberirdisches Einzugsgebiet (Tab. 4.3-1, S. 73). Nur im Falle der Mothhäuser Haide wird ein Wert von 25 % nicht überschritten. In 20 Mooren überschreitet der Hangwasseranteil 50 %, in fünf Mooren sogar 80 % (Abb. 4.3-3; Mooshaide, Lange Haide, Nasses Fichzig, Lehmhaide, Bornmoor).

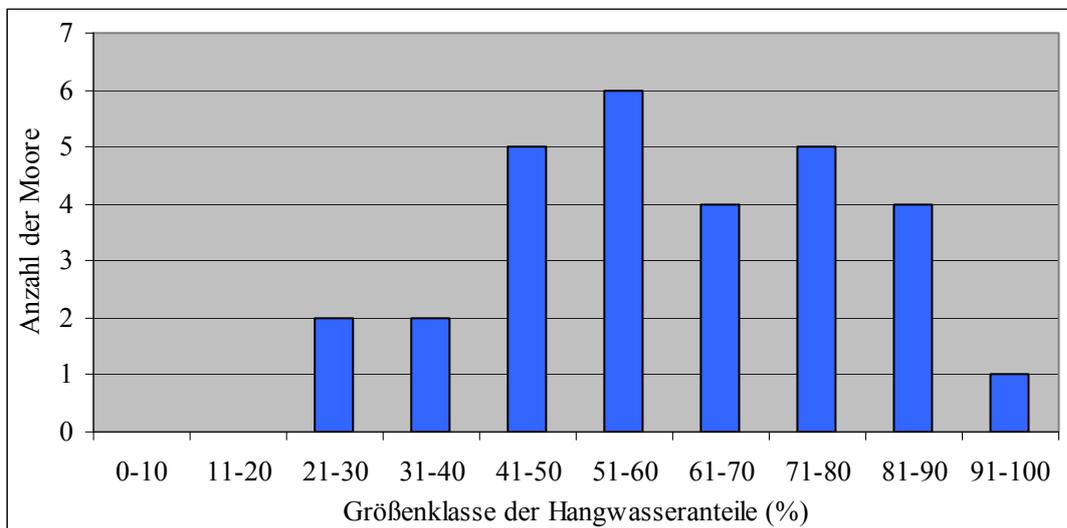


Abb. 4.3-3: Größenklassenhäufigkeit der Hangwasseranteile

Anthropogene Veränderungen der Moorstandorte und Moorumgebung

Ausnahmslos alle Moore und alle die Moore umgebenden Nassstandorte sind von Entwässerungssystemen durchzogen. Nur im Nordteil der Kriegswiese gibt es größere Teilbereiche, die weder im Moor noch im EZG Gräben enthalten (Anhang 4.3-3). Insgesamt konnten 251 km Gräben nachgewiesen werden. Sie entwässern 460 ha Moore und deren Umgebung inkl. Einzugsgebiete. Die Grabendichten reichen von 0,26 km bis 0,71 km je ha. Werden diese Werte zur Veranschaulichung schematisch auf ein rechtwinkliches, gleichverteiltes Grabennetz bezogen, haben die Gräben einen rechnerischen Abstand, der sich in der Spanne von 28 m bis 77 m bewegt (Tab. 4.3-4). Geringe Grabendichten bzw. hohe Grabenabstände werden nur in abgetorften (Mooshaide) sowie naturnahen Moorgebieten (Kriegswiese) erreicht. **Eine hydraulische Durchgängigkeit größerer Bereiche ist damit kaum noch gegeben.** Die ehemals großen moorinneren Stromgebiete (Stromlängen bis 1.100 m, vgl. Tab. 4.3-1) sind stark **fragmentiert**. Die größten Grabentiefen mit 3,5 m konnten in der Mothhäuser Haide festgestellt werden. Meist liegen die Grabentiefen zwischen 0,5 m und

1 m. Das Alter der Gräben dürfte überwiegend zwischen 100 bis 170 Jahre betragen (Kap. 4.3.1). Damit wirken die Entwässerungen schon seit langer Zeit auf die Moore ein. Vor allem große und alte Gräben weisen Einsenkungen der Mooroberfläche bis zu 1 m an den Grabenrändern auf, die bis zu 5 m und mehr beidseits reichen können. Zu diesen gezielten Entwässerungen kommt die bisher nicht abgeschätzte Wirkung anthropogener Wasserbarrieren und Kunstgräben (vgl. Anhang 4.3-3). Da nicht nur die Moore, sondern auch deren Umfeld von den Entwässerungen betroffen sind, ist davon auszugehen, dass die Moore ihre EZG vollständig verloren haben. Nur im Falle der Kriegswiese sind noch Teilbereiche abgeschlossen. Zu einem vor Ort abgesenkten Wasserstand kommt eine verringerte Hangwasserspeisung um 20 % bis zu 90 % (siehe Abschnitt „Hangwasserspeisung“). Der überwiegende Teil der Moore und Moorbereiche ist damit stark entwässert. Die Seltenheit nasser Laggs und schlenkenreicher Areale unterstreicht dies. Zum Verlust ganzer Moorteile haben Torfstiche geführt. Nach Fläche (53 ha) ist das UG Kühnhaide, nach Anteil (56 %) das UG Mooshaide besonders betroffen.

Tab. 4.3-4: Grabensysteme und Torfstiche in den Untersuchungsgebieten

	Deutsch- einsiedel	Kühn- haide	Moos- haide	Kriegswald	Kriegs- wiese	Bilanz
Moor (ha)	78,00	284,00	20,00	57,00	21,00	460,00
Gräben (km)	49,44	150,00	7,05	37,63	7,70	251,82
Grabendichte (km/ha)	0,71	0,52	0,26	0,59	0,33	0,55
rechn. Abstand zwischen den Gräben (m)	28	39	77	34	60	36
Torfstich (ha)	3,6	53,0	11,2	1,2	4,0	73,0
Anteil Torfstich an Moor (%)	5	19	56	2	19	16

4.3.3 Aktuelle Vegetation und vegetationskundlich indizierter Standortszustand

Alle Nassbereiche der fünf UG wurden auf einer Fläche von 669 ha vollständig vegetationskundlich erfasst (Übersicht in Tab. 4.3-5; Details zu Lage, Fläche, Flächenanteil aller VT siehe Anhang 4.3-6, Anlage B 4.3-1). Insgesamt konnten 23 Vegetationstypen und drei Übergänge zwischen diesen (VT 3e + 3f, 5b + 3d, 3f + 5e) kartiert werden. Hinzu kommen nicht näher charakterisierte, frühe Sukzessionsstadien in Torfstichen („Suk“) sowie Gesellschaften der Zwischenmoore („1x“). Von den im UR belegten VT konnten in den UG nur wenige nicht nachgewiesen werden (0b, 4c, 5a, 6b, vgl. Kap. 4.1.3). Auffällig war im UG „Deutsch-einsiedel“ ein weiträumiges Durchdringen von Preiselbeer-Moorwald und Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald (3f + 5e) bei häufigem Auftreten der kalkungsweisenden AG 7.

Etwa 1,7 % der Fläche aller Moorkörper ist **nässebedingt wald- und gehölzfrei**. In den organischen Moorrandbereichen werden mit 5,5 % höhere Anteile erreicht (Tab. 4.3-5, VTG 0-2, letzte Zeilen). Vielfach handelt es sich um Bereiche mit Wiedervernässungen (nach Torfstichbetrieb, Entwässerung), die von mesotraphenter Vegetation eingenommen werden (VTG 1). Noch ursprünglich waldfrei sind 2 ha Moor in Mothhäuser Haide und Kriegswiese. **Wald** (VTG 3-6) ist mit 95 % bis 98 % Flächenanteil die dominierende Formation.

Tab. 4.3-5: Flächenanteil der Vegetationstypengruppen in den Moorkörpern und umgebenden Nassstandorten der Untersuchungsgebiete

Bezugsraum (Moorkörper, umgebende Nassstandorte)	Torf max. (m)	EZG (%)	Flächenanteil der VTG am Bezugsraum (in %)						
			waldfrei			bewaldet			eutroph VTG 6
			mesotroph VTG 0	VTG 1	oligotroph VTG 2	oligotroph VTG 3	mesotroph VTG 4	VTG 5	
Kriegswiese									
Moorkörper	>3	42	0,0	13,9	0,0	46,9	6,7	32,5	0,0
umgebende mineralische Nassstandorte	k.A.	k.A.	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	97,7	0,0
Moorgebiet Kühnhaide									
Teichhaide	2,0	55	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
Bauernhaide	3,0	56	0,0	0,0	0,0	96,7	0,0	3,3	0,0
Westliche Stengelhaide	3,0	34	0,0	0,0	0,0	96,6	0,0	3,4	0,0
Herrenhaide	2,0	63	0,0	0,0	0,0	93,3	0,0	6,7	0,0
Mothhäuser Haide	8,2	25	0,0	0,0	0,5	78,7	0,0	20,8	0,0
Untere Bärenlochhaide	3,0	67	0,2	3,9	0,0	74,8	0,0	21,0	0,0
Südliche Stengelhaide	4,0	82	0,0	0,0	0,0	71,6	0,0	28,4	0,0
Gründelhaide	2,0	58	0,0	0,0	0,0	64,4	3,8	31,8	0,0
Obere Bärenlochhaide	2,0	67	0,0	0,0	0,0	54,7	0,0	45,3	0,0
Erlhaide	4,5	50	0,0	0,0	0,0	53,4	0,0	46,6	0,0
Stinkenhaide	2,0	59	0,0	0,0	0,0	19,6	0,0	80,4	0,0
Östliche Stengelhaide	k.A.	k.A.	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0	83,3	0,0
Torfstich Stengelhaide	k.A.	57	0,0	1,0	0,0	8,0	19,0	52,9	19,0
Lange Haide	1,0	92	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
Hohe Haide	1,0	57	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
Kolbemoor	1,0	72	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
umgebende organische Nassstandorte	k.A.	k.A.	0,0	0,0	0,0	6,1	0,0	93,9	0,0
umgebende mineralische Nassstandorte	k.A.	k.A.	0,0	0,2	0,0	0,8	0,0	99,0	0,0
nicht kartierte Standorte	k.A.	k.A.	0,0	0,0	0,0	7,5	0,0	92,5	0,0
Moorgebiet Kriegswald									
Hühnerhaide - Ost	4,1	49	0,0	0,0	0,0	75,5	1,1	23,4	0,0
Hühnerhaide - Mitte	4,0	44	0,0	1,1	0,0	72,2	0,0	26,7	0,0
Lehmhaide (westl. Teil)	3,6	85	0,0	3,7	0,0	69,1	0,0	27,2	0,0
Hühnerhaide - West	3,0	49	0,0	0,0	0,0	66,4	0,0	33,6	0,0
Krönigshaide (inkl. Torfstich)	3,8	73	0,0	3,8	0,0	43,0	3,8	49,3	0,0
umgebende mineralische Nassstandorte	k.A.	k.A.	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	97,6	1,2
Moorgebiet Deutscheinsiedel									
Unteres Teichhübelmoor	3,1	48	0,0	4,8	0,0	55,6	0,0	39,7	0,0
Brandhübelmoor	4,6	69	0,0	0,6	0,0	42,3	0,0	57,1	0,0
Badwegmoor	3,2	73	0,0	9,7	0,0	36,1	0,0	54,2	0,0
Oberes Teichhübelmoor	3,1	74	0,4	0,0	0,0	18,1	0,0	81,5	0,0
A-Flügelmoor	3,0	64	0,0	0,0	0,0	13,9	0,0	86,1	0,0
Bornmoor	1,2	81	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
Nasses Fichzig	1,0	88	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
Zwischenmoor an der Schweinitz	1,0	27	0,0	44,4	0,0	0,0	0,0	55,6	0,0
umgebende organische Nassstandorte	k.A.	k.A.	1,2	8,5	0,0	2,4	0,0	87,6	0,3
umgebende mineralische Nassstandorte	k.A.	k.A.	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	99,3	0,3
Mooshaide									
Moorkörper	3,5	82	0,0	1,8	0,0	1,6	11,1	74,4	11,1
umgebende organische Nassstandorte	k.A.	k.A.	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	95,2	4,5
alle Untersuchungsgebiete									
Moorkörper	k.A.	k.A.	< 0,01	1,6	0,1	59,0	2,1	35,5	1,6
umgebende organische Nassstandorte	k.A.	k.A.	0,6	4,9	< 0,01	3,0	2,4	86,8	2,4
umgebende mineralische Nassstandorte	k.A.	k.A.	< 0,01	0,5	< 0,01	0,5	< 0,01	98,5	0,5

VTG - Vegetationstypengruppe

VT - Vegetationstyp

k.A. - keine Angaben

VTG 0 – VT unbewaldeter, quelliger, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte

VTG 1 – VT unbewaldeter, typischer, mesotroph-saurer Zwischenmoore

VTG 2 – VT unbewaldeter Armmoore

VTG 3 – VT bewaldeter Armmoore

VTG 4 – VT bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte ohne *Calamagrostis villosa*VTG 5 – VT bewaldeter, mesotroph-saurer Zwischenmoore und mineralischer Nassstandorte mit *Calamagrostis villosa*

VTG 6 – VT bewaldeter, schwach eutropher Reichmoore und mineralischer Nassstandorte

Feuchte- und nässeweisende Ausprägungen der Wälder (VT 3a-c, 4a, 4b, 4d, 5b, 5c, 6a; Anlage B 4.3-1) nehmen 27 % der Moorkörper, 29 % der umgebenden organischen und 17 % der mineralischen Nassstandorte ein. Der Anteil trockenheitsweisender Ausprägungen beträgt auf den genannten Standorten 71 %, 66 % bzw. 83 %. Werden die UG verglichen, fällt die Kriegswiese mit einem hohen Anteil nässeweisender Vegetation auf. Besonders trocken sind die Moore im Kriegswald (Abb. 4.3-4). Nach absoluter Fläche befinden sich die Hauptvorkommen nässeweisender Ausprägungen in Mothhäuser Haide (36 ha), Torfstich Stengelhaide (24 ha) und Kriegswiese (15 ha). Die Dominanz trockenheitsweisender Ausprägungen ist letztlich Ausdruck einer flächigen, anthropogen Moordegeneration (Kap. 4.3.2).

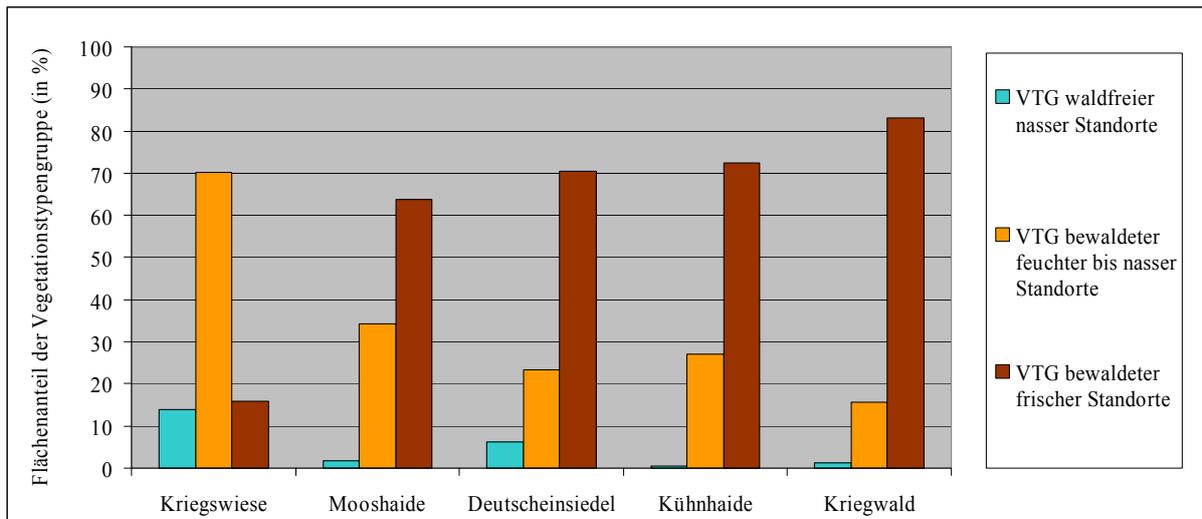


Abb. 4.3-4: Flächenanteil der einzelnen bodenfeuchtweisenden Vegetationstypengruppen (VTG) in den Untersuchungsgebieten

Eine weitere Abstufung der UG zeigt sich, wenn die Anteile der verschiedenen trophieweisenden Vegetationsausprägungen verglichen werden (Abb. 4.3-5, VT 3f+5e als mesotroph eingestuft, Anlage B 4.3-1).

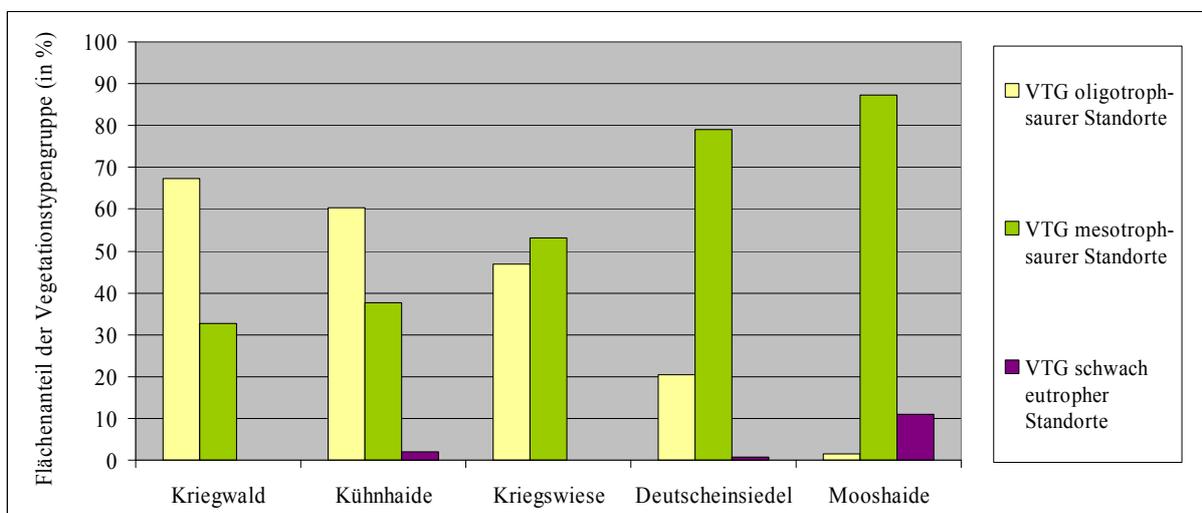


Abb. 4.3-5: Flächenanteil der einzelnen trophieweisenden Vegetationstypengruppen (VTG) in den Untersuchungsgebieten

Einen hohen Anteil der oligotraphenten VTG 2 und 3 weisen die Moore in den UG Kriegswald und Kühnhaide auf. Die Mooshaide hingegen besitzt fast nur Standorte mit meso- und teils sogar eutraphenten VTG (1, 4, 5, 6). Ursache ist die starke Wasserspeisung aus Einzugsgebieten (Kap. 4.3.2) in Kombination mit einer überdurchschnittlichen Nährkraft der Böden (Kap. 2.2), einer weitgehenden Austorfung (vgl. auch Anhang 4.3-3) und auffällig vielen Quellbereichen, die auf Kluftwasseraustritte hinweisen. Für einzelne Moore innerhalb der UG gibt diesen Sachverhalt Tab. 4.3-5 wider (Umrahmungen der VTG mit anteilmäßigem Schwerpunkt).

Das räumliche Verbreitungsmuster der vegetationskundlich indizierten Standortseigenschaften Feuchte und Trophie wurde für alle UG in den Karten der Anhänge 4.3-7 und 4.3-8 dargestellt. Das Muster der verschiedenen Feuchtestufen verdeutlicht, dass feuchte bis nasse, meist noch waldfähige Bereiche vor allem in den eingemuldeten Laggs zu finden sind, in denen Wasser aus größeren EZG zusammenströmt (Beispiel Deutscheinsiedel in Abb. 4.3-6), letztlich also in der Peripherie der Moore. Hier und auf Torfstichsohlen konzentrieren sich zudem die wenigen sehr nassen und damit natürlich waldfreien Bereiche. Eine Ausnahme stellen nur Mothhäuser Haide und Kriegswiese dar. Beide Moore sind auch in den Zentralbereichen nass.

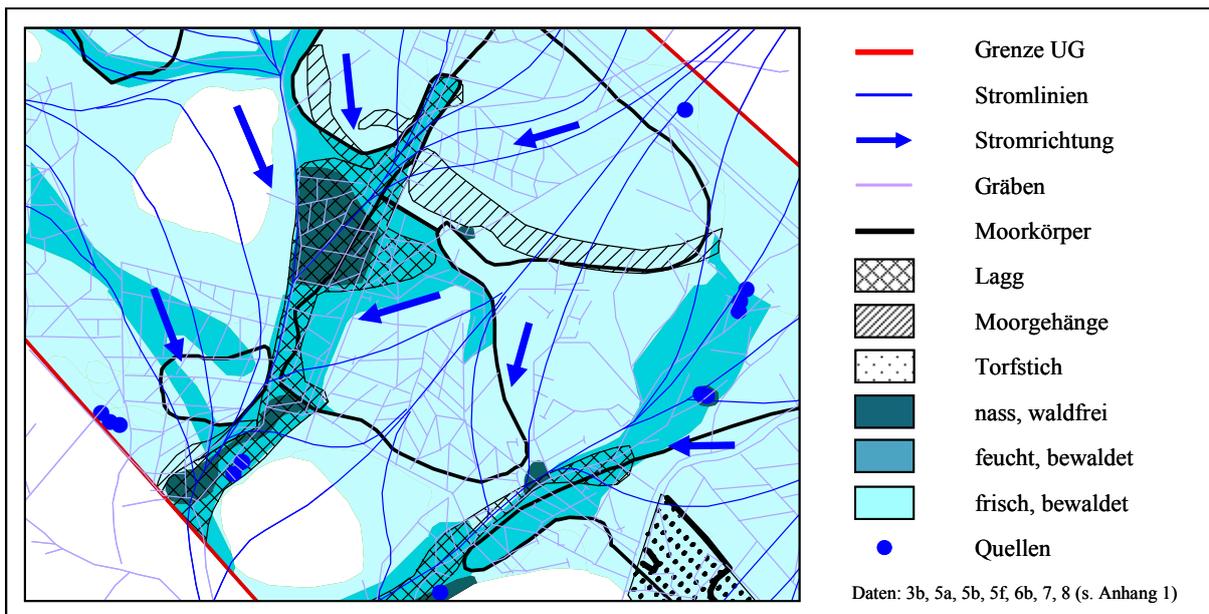


Abb. 4.3-6: Feuchtestufen im zentralen Teil des Mooregebietes Deutscheinsiedel

Das Muster der Trophiestufen zeigt den Einfluss minerotrophen Hangwassers (Abb. 4.3-7, S. 83). Oligotrophe Bereiche der Moorkörper befinden sich meist talwärts. Der hangobere Moorteil ist mesotroph. Damit lässt sich auch vegetationsökologisch belegen, dass es sich bei keinem der untersuchten Moore um ein klassisches Regenmoor handelt (vgl. Kap. 4.3.2).

4.3.4 Regenerationserscheinungen in den Untersuchungsgebieten

In den fünf UG kommen 70 Bereiche mit Merkmalen einer autogenen, graben- bzw. torfstich-induzierten Moorregeneration vor. 136 Einzelflächen unterschiedlichen Regenerationsfortschritts sind zu unterscheiden (Karten in Anhang 4.3-5, Fotos in Anhang 4.3-10).

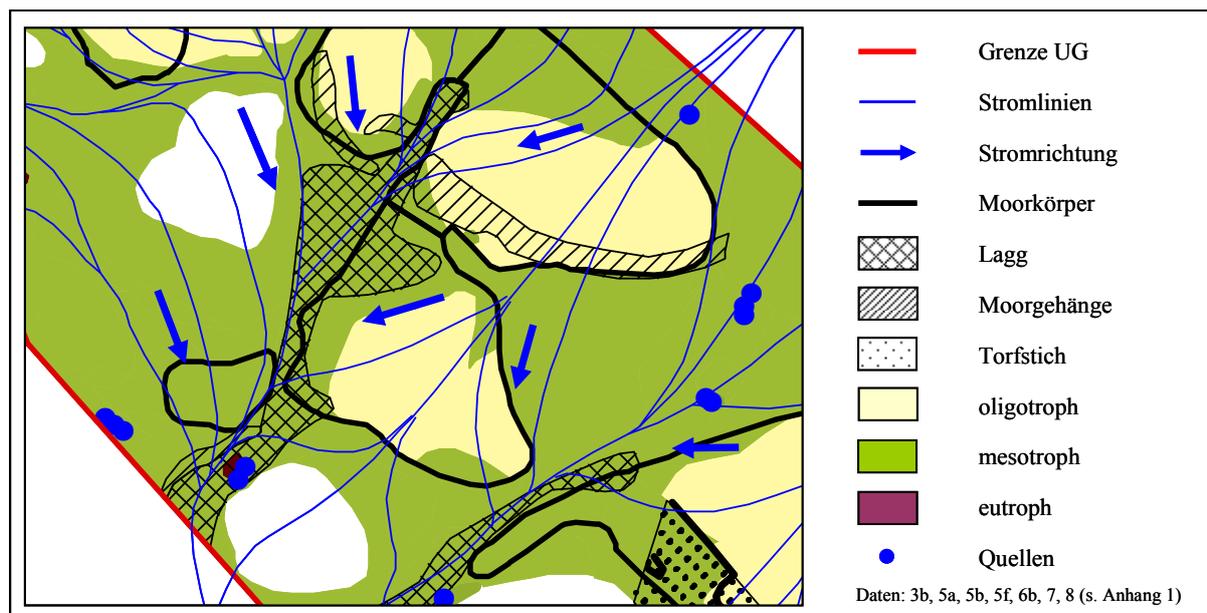


Abb. 4.3-7: Trophiestufen im zentralen Teil des Mooregebietes Deutscheinsiedel

Präsenz von Merkmalen einer grabeninduzierten Regeneration

Eine oberflächennahe **Grabenverlandung** als erstes Stadium der grabeninduzierten Regeneration und als Minimalkriterium für eine Erfassung (Kap. 3.2.4) kennzeichnet alle Regenerationsbereiche (53 ha, Tab. 4.3-6).

Tab. 4.3-6: Flächenbilanz der Merkmale grabeninduzierter Regeneration in den Untersuchungsgebieten

Untersuchungsgebiet (UG)	Regenerationsfläche (ha)	Fläche des jeweiligen Merkmals einer grabeninduzierten Regeneration (ha)					
		Grabenverlandung	Nässegradient / Nässezeiger	lokale Absenkung Kronenschlussrad	lokales Absterben von Bäumen	lokale Baumfreiheit	Strukturangleich mit Umgebung
1 Deutscheinsiedel	5,9	5,9	4,7	1,1	3,5	4,6	0,0
2 Kriegswald	2,7	2,7	1,3	0,0	0,3	0,5	0,0
3 Kriegswiese	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0
4 Mooshaide	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
5 Kühnhaide	43,1	43,1	3,4	1,3	0,2	0,9	0,6
SUMME UG 1-4	9,4	9,4	6,8	1,6	3,8	5,1	0,0
SUMME UG 1-5	52,5	52,5	10,2	2,9	4,0	6,0	0,6

Deutliche Unterschiede weisen die UG hinsichtlich der Präsenz weiterer Merkmale auf. So ist das Zuwachsen der Gräben in vier von fünf UG immer mit einem deutlichen Nässegradienten im weiteren Grabenumfeld verbunden (Tab. 4.3-6, UG 1-4: 6,8 ha von 9,4 ha). Im UG Kühnhaide hingegen treten Nässegradienten in einem viel geringeren Flächenanteil auf (3,4 ha von 43,1 ha). Gleiches gilt für die meisten weiteren Regenerationsmerkmale. **Nässegradienten** werden je nach Ausgangslage anhand von verschiedenen Arten sichtbar. In oligotraphenten, beerstrauchreichen Vegetationsausprägungen kommen mit zunehmender Feuchte neben *Sphagnum spec.* meist *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium oxycoccos* (AG 1.2) hinzu, in mesotraphenten, grasreichen Ausprägungen sind dies *Carex nigra* und *C. canescens* (AG 1.4). Fortgeschrittene Wiedervernässungen führten je nach Lokalität zur **Auflichtung** von Waldbe-

ständen (2,9 ha) oder zum **Absterben** der Bäume (4,0 ha) bzw. zu lokaler **Baumfreiheit** (6,0 ha). Ein **Strukturangleich** von Graben und Grabenumfeld mit Wiedervernässung der Umgebung bei gleichzeitigem Fehlen eines Nässegradientens, Absterben der Bestockung und einem abschnittswisen Unkenntlichwerden des Grabenverlaufes war nur im UG Kühnhaide nachzuweisen. In keinem Moor konnten Regenerationsmerkmale im gesamten, von Gräben beeinflussten Bereich festgestellt werden. Insgesamt ergeben sich je nach Regenerationsfortschritt charakteristische **Merkmalskombinationen**.

Präsenz von Merkmalen einer torfstichinduzierten Regeneration

Eine klare Trennung der torfstichinduzierten von der grabeninduzierten Regeneration war im Einzelfall nicht immer möglich, da auch Torfstiche Gräben enthalten können. In Anbetracht der extremen, irreversiblen Veränderung der Moorstruktur (Substanzverlust, Relief) erfolgt ausnahmslos eine Zuordnung zur torfstichinduzierten Regeneration.

Das flächige Auftreten von **Nässe- und Starknässezeigern** ist für den Beginn einer torfstichinduzierten Regeneration kennzeichnend (26 ha, Tab. 4.3-7; AG 1.4: *Carex nigra*, *C. canescens*, *C. rostrata*, *Eriophorum angustifolium* u. a.). Während der Erfassung stellte sich heraus, dass auch Stadien einer frühen Primärsukzession auf abgetorften Flächen von einigen der o. g. Arten besiedelt werden. Da diese Arten unter autökologischen Bedingungen möglicherweise nicht als Nässezeiger einzustufen sind, wurden derartige Torfstichflächen von einer Erfassung ausgeschlossen (Anhang 4.3-9, Foto 10).

Tab. 4.3-7 Flächenbilanz der Merkmale torfstichinduzierter Regeneration in den Untersuchungsgebieten

Untersuchungsgebiet (UG)	Regenerationsfläche (ha)	Fläche des jeweiligen Merkmals einer torfstichinduzierten Regeneration (ha)					
		Nässezeiger	lokales Absterben von Bäumen	lokale Baumfreiheit	komplette Verlandung	Vernässung in Torfstichumgebung	Strukturangleich mit Umgebung
1 Deutscheinsiedel	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2 Kriegswald	0,4	0,4	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
3 Kriegswiese	3,5	3,5	0,6	2,5	2,9	0,7	0,0
4 Mooshaide	2,7	2,7	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0
5 Kühnhaide	18,9	18,9	0,0	0,4	0,1	0,0	0,0
SUMME UG 1+2+4+5	22,2	22,2	0,0	0,7	0,1	0,1	0,0
SUMME UG 1-5	25,7	25,7	0,6	3,2	3,0	0,8	0,0

Auch die torfstichinduzierte Regeneration weist je nach UG Unterschiede in der Präsenz weiterer Merkmale auf. Nur in der Kriegswiese tritt das lokale **Absterben** von Bäumen auf, das zudem noch außerhalb des Torfstiches stattfindet. Im UG konzentrieren sich „**verlandete**“, sehr nasse (2,9 ha von 3,0 ha) und aus diesem Grund **baumfreie** (2,5 ha von 3,2 ha) Bereiche. Im Gegensatz zu den anderen, flach abgetorften Torfstichen wurden hier gekammerte Torfstiche angelegt, die oft mit Schwingdecken überzogen sind. Die Verlandung der Torfstiche ist soweit fortgeschritten, dass Wiedervernässungen in den abstromigen Bereichen auftreten und selbst in der Torfstichumgebung Baumbestände auflichten (Anhang 4.3-5, Karte 2). Letzteres deckt sich mit der hydromorphologischen abgeleiteten Instabilität und Entwicklung zu gehölzfreien Bult-Schlenkengesellschaften (ZINKE & EDOM 2006).

Dass auch weitestgehend ausgetorfte Bereiche nässebedingt baumfrei sein können, belegen die Beispiele der Stengel- und Krünigshaide (Karte 3b, 4a). Ein **Angleich** der Vegetationsstruktur zwischen Torfstich und Umgebung konnte in den UG nicht festgestellt werden, ebenso nicht die Ausprägung von Regenerationsmerkmalen im gesamten, vom Torfstich beeinflussten Bereich. Es sind immer deutliche Feuchte- und Trophiegradienten ausgeprägt. **Merkmalskombinationen** sind letztlich auch hier zu erkennen.

Hydromorphologische Struktur im Bereich grabeninduzierter Regeneration

Bei einer Analyse aller UG lassen sich grabeninduzierte Regenerationen vor allem auf **typischen Moorstandorten** mit fortgeschrittener Grabenverlandung nachweisen (31 ha, Tab. 4.3-8; davon Mothhäuser Haide mit 25 ha; Lokalisierung in Anhang 4.3-5). Unter den Sonderstrukturen sind vor allem **schlenkenreiche Zonen** von einer Regeneration betroffen, die sich auf die Teile von Mothhäuser Haide (11,2 ha) und Erlhaide (0,4 ha) konzentrieren. In Anbetracht dichter Grabensysteme ist anzunehmen, dass sich die Schlenken erst als Folge der Grabenverlandung und des flurnahen Anstieges des Grundwasserspiegels ausprägen konnten.

Tab. 4.3-8: Flächenbilanz zum Auftreten von Regenerationsbereichen in hydromorphologischen Sonderstrukturen

Bezugsraum	Deutsch-einsiedel	Kriegswald	Kriegs-wiese	Mooshaide	Kühnhaide	Summe
	Fläche des Bezugsraumes (ha)					
<u>typische Standorte</u>						
Moorkörper	1,8	1,7	0,0	0,1	27,3	30,8
<i>umgebende organische Nasstandorte</i>	< 0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3
<i>umgebende mineralische Nasstandorte</i>	0,0	< 0,1	0,0	0,0	1,0	1,0
<u>Sonderstruktur</u>						
schlenkenreiche Zone	0,0	0,0	0,0	0,0	11,5	11,5
Lagg	4,1	1,0	0,5	0,2	1,5	7,3
Flachrülle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
Verlandungszone	0,0	< 0,1	0,0	0,0	0,0	< 0,1
Moorgehänge	< 0,1	< 0,1	0,0	0,0	1,3	1,3
Summe	5,9	2,7	0,5	0,3	43,1	52,5
	Flächenanteil des Bezugsraumes an Regenerationsfläche in den UG (%)					
<u>typische Standorte</u>						
Moorkörper	30	61	0	40	63	59
<i>umgebende organische Nasstandorte</i>	< 1	0	0	0	1	1
<i>umgebende mineralische Nasstandorte</i>	0	1	0	0	2	2
<u>Sonderstruktur</u>						
schlenkenreiche Zone	< 1	0	0	0	27	22
Lagg	70	38	100	60	4	14
Flachrülle	0	0	0	0	< 1	< 1
Verlandungszone	0	< 1	0	0	0	< 1
Moorgehänge	< 1	< 1	0	0	3	2
Summe	100	100	100	100	100	100

Die Grabenverlandung kann in abflussbegünstigte **Randgehänge** übergreifen. Voraussetzung ist offensichtlich das Vorhandensein großer, hydraulisch durchgängiger Moorareale. In der Mothhäuser Haide könnte diese Durchgängigkeit nach 134 Jahren Verzicht auf Grabenräumungen (Kap. 4.3.1) in einer Distanz von maximal 500 m zwischen Görkauer Straße und Reitsteig wieder gegeben sein. Die durch Gräben ungestörten Fließstrecken betragen zwar nur

50 m bis 100 m. Bei abgeschlossener Grabenverlandung dürfte die hydraulische Durchgängigkeit in weit größeren Distanzen gegeben sein. Der geringen Verbreitung von **Laggs** in den UG (Kap. 4.3.2) entspricht das dortige Zurücktreten von grabeninduzierten Regenerationen (7,5 ha = 14 %). Auffällig ist, dass meist zentrale Hauptentwässerungsgräben oder Moorbäche eingebettet sind, die nicht verlanden. Große EZG bewirken hohe Wasserdurchflüsse und damit dauerhafte Erosionen. Die Wiedervernässung in Laggs setzt vielmehr in der Peripherie ein, in der die Gräben keinen Erosionsprozessen ausgesetzt sind. Flächenmäßig unbedeutend ist die **Verlandungszone** des einzigen größeren Standgewässers (Lehmhaider Teich).

Werden die einzelnen UG verglichen (Anhang 4.3-5, Tab. 4.3-8), treten klare Unterschiede hervor, welche die zuvor getroffenen Feststellungen zur hydromorphologischen Anbindung der Regeneration teilweise relativieren. In den UG Deutscheinsiedel (Abb. 4.3-8), Kriegswiese und Mooshaide konzentrieren sich Regenerationsbereiche auf **Laggs** und damit auf mesotrophe Moorränder, im UG Kriegswald erreichen sie in Laggs zumindest hohe Anteile. In der Gesamtbilanz sind Laggs nur deshalb so unbedeutend, weil die Mothhäuser Haide mit einer hohen Regenerationsfläche (39 ha von 52 ha) und einer hier typischen Konzentration auf „typische Standorte“ und „schlenkenreiche Zone“ dominiert.

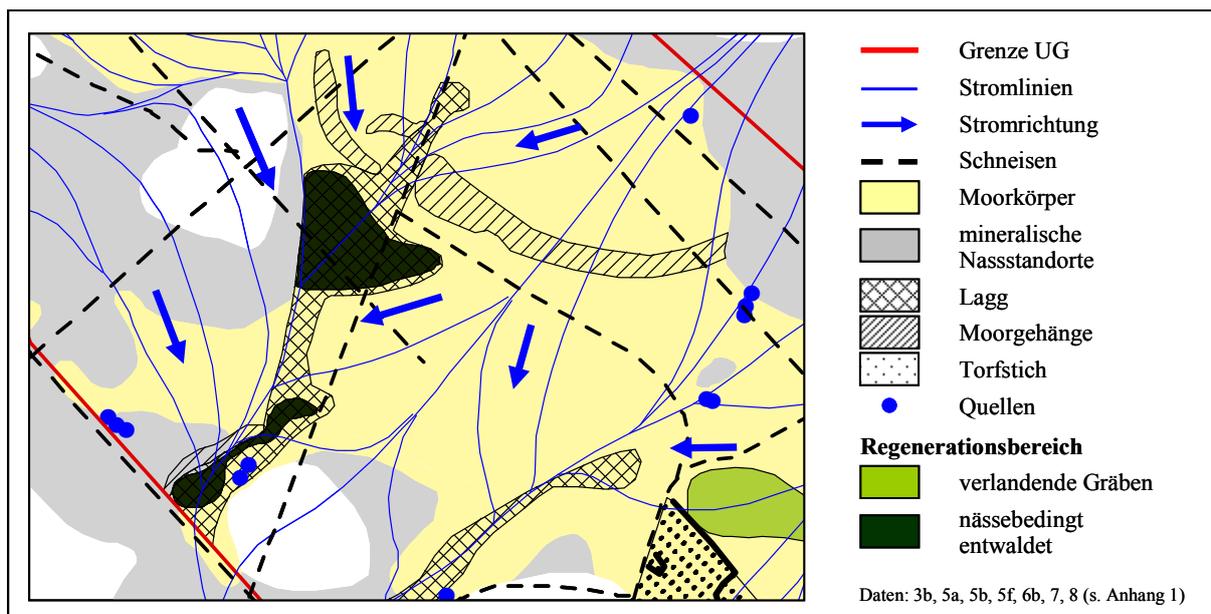


Abb. 4.3-8: Hydromorphologische Struktur und Regenerationsbereiche im zentralen Teil des Mooregebietes Deutscheinsiedel

Damit wird deutlich, dass in den UG unter bestimmten Bedingungen eine **hohe Neigung zur Regeneration** entwässerter Moorteile besteht:

- In vielen Mooren ist diese Neigung im Bereich eingemuldeter Laggs hoch. Konvergente Wasserströme aus meist großen EZG bewirken die Akkumulation und Zufuhr großer Wassermengen aus der Umgebung, was im Regenerationsbereich selbst dauerhaft hohe Grundwasserstände nach sich zieht und letztlich anhand von Regenerationsmerkmalen nachweisbar wird. Geringe Neigungen bewirken zudem oft einen gehemmten Wasserabfluss im Regenerationsbereich selbst.

- Nur in wenigen Mooren ist die Neigung zur Regeneration im Bereich typischer Moorstandorte und schlenkenreicher Zonen hoch. Bei parallelen und divergenten Wasserströmen scheinen eine große Moorfläche und große Stromlängen regenerationsförderlich zu wirken. Es werden erhebliche Wassermengen im Regenerationsbereich selbst akkumuliert bzw. aus den hangaufwärts liegenden Grabensystemen zugeführt. Letztlich bewirken geringe Neigungen einen gehemmten Wasserabfluss.

Sicher ist, dass die erfassten Regenerationsbereiche nicht das gesamte **Potenzial der Regeneration** hinsichtlich des endgültigen, hydromorphologisch vorgegebenen Zustandes (Fläche und Ausprägung von Standort und Vegetation) darstellen, da die **Regenerationsdauer** nur im Falle der Mothhäuser Haide zu klären war und auch dort weiter fortschreitende Grabenverlandung wahrscheinlich sind. Weiterhin ist nicht in jedem Falle mit der Ausprägung aller Regenerationsmerkmale zu rechnen. So kann die Seltenheit von Bereichen mit deutlichem Nässegradienten im Falle der Mothhäuser Haide mit der Dominanz ebener und leicht divergierender Reliefformen erklärt werden.

Hydromorphologische Struktur im Bereich torfstichinduzierter Regeneration

Auch wenn es sich bei Torfstichen um hochgradig anthropogene Strukturkomplexe handelt, lassen sich Entsprechungen zu natürlichen und entwässerten Mooren finden. Langgestreckte nasse Mulden mit geringer Torfauflage sind **Laggs**, gekammerte Torfstiche sind **Kolken** vergleichbar. Oft sind Strukturen, die einen hohen Wasserüberschuss bewirken (Mulden, überlaufende Gräben, große Einzugsgebiete) kombiniert mit Strukturen, die Wasserabfluss hemmen (Barrieren wie Torfriegel oder Wege, geringe Neigung). In den einzelnen Mooren waren verschiedene standörtliche Konstellationen zu erkennen:

- Krünigshaide: Muldenlage, wenig Gräben, teils geringe Neigung; als Besonderheit tritt eine Abflusshemmung durch teilweise bzw. ganze Barriere auf (halboffener Torfriegel im Stichzentrum, Weg im Westen),
- Stengelhaide: Muldenlage, mäßige Neigung, wenige meist flache und teils unwirksame Gräben; als Besonderheit tritt eine starke Wasserakkumulation durch große Stromlängen auf (max. 450 m),
- Mothhäuser Haide: eben, geringe Neigung, etliche Gräben, Wasserspeisung aus Gräben des Umfeldes,
- Mooshaide: Muldenlage, geringe Neigung, etliche, jedoch stark verlandete Gräben,
- Kriegswiese: teils Muldenlage, teils geringe Neigung, keine Gräben; als Besonderheit tritt eine Abflusshemmung durch starke Kammerung auf.

Eine hohe Neigung zur torfstichinduzierten Regeneration entsteht bei den Konstellationen:

- große, durch Gräben ungestörte Stromlängen in flach abgetorften Bereichen,
- gekammerte Torfstiche.

Vegetation der Regenerationsbereiche

Fast alle in den UG festgestellten VT sind auch in den Regenerationsbereichen anzutreffen (außer 3f + 5e). Erwartungsgemäß ist die Präsenz von VT feuchter bis nasser Standorte hoch (Tab. 4.3-9; Hektarangaben in Anlage B 4.3-2).

Tab. 4.3-9: Präsenz der Vegetationstypen in Regenerationsbereichen

Bezugsraum (Moorkörper, umgebende Nassstandorte)	waldfreie Vegetationstypen						Vegetationstypen der Wälder														eutroph	Suik.				
	mesotroph				oligotroph		oligotroph								mesotroph											
	1a	1b	1c	1x	2a	2b	2c	3a	3b	3c	3d	3e	3e+3f	3f	4a	4b	4d	5b	5b+3d	5c			5d	5e	5f	6a
	Anteil der VT in Regenerationsbereichen an der Gesamtfläche des Bezugsraumes (%)																									
Kriegswiese																										
Moorkörper	0	0	0	79	0	0	0	1	0	4	1	1	0	0	0	<1	47	0	12	3	0	<1	1	0	0	
<i>mineralische Nassstandorte</i>	0	0	0	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	<1	6	0	<1	94	0	0	
Moorgebiet Kühnhaide																										
Mothhäuser Haide	0	<1	0	0	100	100	100	0	92	79	0	48	0	21	0	0	0	<1	0	8	<1	7	0	0	0	
Erlhaide	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	67	3	0	<1	0	0	0	98	0	<1	0	<1	<1	0	0	
Südliche Stengelhaide	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	<1	0	0	1	0	0	0	47	0	0	0	2	8	0	0	
Östliche Stengelhaide	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	0	0	0	0	0	<1	0	0	<1	0	<1	
Westliche Stengelhaide	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	27	4	1	0	0	0	0	0	<1	0	46	10	0	0	
Bauernhaide	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	<1	<1	<1	0	0	0	0	0	<1	0	0	<1	0	0	
Untere Bärenlochhaide	0	0	0	85	0	0	0	0	0	0	0	22	0	<1	0	0	0	9	0	<1	0	<1	0	0	0	
Kolbemoor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	6	0	0	0	
Torfstich Stengelhaide	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	<1	0	<1	98	0	0	<1	63	0	0	<1	3	91	10	
<i>organische Nassstandorte</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0	25	0	<1	0	<1	<1	0	0	
<i>mineralische Nassstandorte</i>	0	76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	5	0	0	0	34	0	<1	<1	1	<1	0	0	
Moorgebiet Kriegswald																										
Hühnerheide - Ost	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	47	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	
Hühnerheide - Mitte	0	0	92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	
Hühnerheide - West	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	0	2	0	0	0	0	0	16	0	<1	0	0	0	0	
Krünigsheide (inkl. Torfstich)	0	100	82	15	0	0	0	0	0	0	0	32	0	22	90	0	0	0	0	<1	0	<1	0	0	0	
Lehmheide (westl. Teil)	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	17	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>mineralische Nassstandorte</i>	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	0	<1	0	0	0	0	0	
Moorgebiet Deutschesiedel																										
Unteres Teichhübelmoor	0	0	0	87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	
Brandhübelmoor	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	50	31	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oberes Teichhübelmoor	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	
A-Flügelmoor	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	
Badwegmoor	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	
Zwischenmoor an der Schweinitz	0	0	87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	0	0	0	0	0	0	
- Summe Moorkörper	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	
<i>organische Nassstandorte</i>	0	0	0	96	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	<1	0	0	<1	0	0	0	
<i>mineralische Nassstandorte</i>	0	0	0	69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	0	0	<1	0	0	0	
Mooshaide																										
Moorkörper																										
<i>organische Nassstandorte</i>	0	0	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	100	0	0	<1	2	<1	0	32	13		
<i>mineralische Nassstandorte</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	13	
alle Moorgebiete																										
- Summe Moorkörper	100	100	82	79	100	100	94	1	91	61	19	24	3	5	87	35	47	3	50	12	1	2	1	79	10	
<i>organische Nassstandorte</i>	0	0	0	96	0	0	0	0	0	0	0	19	0	<1	0	0	0	18	18	0	<1	<1	<1	<1	0	
<i>nicht kartierte Standorte</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	0	0	0	0	0	0	0	0	<1	<1	0	0	0	0	
<i>mineralische Nassstandorte</i>	0	76	<1	52	0	0	0	0	0	0	0	16	0	<1	0	0	0	20	20	2	1	1	<1	<1	9	
- Summe Gesamt	100	92	80	82	100	100	94	1	91	61	19	24	3	5	87	35	47	8	40	5	1	1	<1	69	10	

Die VT waldfreier Zwischenmoore (1a-1x) sind mit 80 % bis 100 % ihrer Gesamtfläche vertreten, VT waldfreier Armmoore sogar zu 94 % bis 100 %. Ebenso sind nasse Ausprägungen der Moorkörper (VT 3b, 3c) mit hohen Anteilen präsent (Mothhäuser Haide, Erlhaide). VT vergleichsweise trockener Standorte (3d-3f) kommen ebenfalls in Regenerationsbereichen vor, aber auch hier zeigt sich eine anteilmäßige Verschiebung zugunsten der feuchteren Ausprägungen (Brandhübelmoor: 3d – 50 %, 3e – 31 %, 3f – 10 %). Mesotrophente Feuchtwälder konzentrieren sich auf Torfstiche (4a, 4b, 5b) oder prägen sich regenerierende Moorkörperbereiche, insbesondere Lags (5c).

Die bei Regeneration auftretende Konstellation von Grabenverlandung und nässeweisender Vegetation ist kein Beweis, dass die hier anzutreffende Vegetation durch die Wiedervernässung ursächlich entstanden ist. So können die letzten Vorkommen der Bunttorfmoos-Gesellschaft (VT 2a) in der Mothhäuser Haide ebenso Relikte der ursprünglichen Vegetation sein. Entsprechende Pflanzenbestände waren bereits in den 1950er Jahren nachweisbar (GLÄSER 1959). VT sind Indikatoren des aktuellen Standortzustandes. Erst das Auftreten von prozessbezogenen Regenerationsmerkmalen, insbesondere das vernässungsbedingte Absterben von Bäumen im Zusammenhang mit einer Grabenverlandung ist in diesem Fall als eine sichere Merkmalskombination zu werten. Für die VT meso- und eutropher Standorte (VTG 4, 5, 6) trifft dies in jedem Falle zu. Es kann für die UG festgehalten werden:

- VT waldfreier Moore befinden sich überwiegend in Regenerationsbereichen.
- Bislang hat sich durch Regeneration eu- und mesotraphente, aber keine oligotraphente gehölzfreie Moorvegetation eingestellt.
- Selbst Moorzwäler vergleichsweise trockener Standorte sind in den Bereichen einer Grabenverlandung anzutreffen (VT 3e, 3f, Mothhäuser Haide).
- Keiner der VT ist folglich als Regenerationsmerkmal geeignet.

Flächenbilanz

Regenerationsmerkmale lassen sich **aktuell** in allen UG und hier wiederum in 21 von 30 Moorkörpern nachweisen (Tab. 4.3-10). Von 669 ha Nassbereichen unterliegen 78,3 ha einer autogenen Regeneration (gesamt: 11,7 %; grabeninduziert: 7,5 %; torfstichinduziert 4,2 %). Moorkörper weisen dabei höhere Anteile auf, als umgebende organische und mineralische Nassbereiche (17 % gegenüber 8 % bzw. 1 %). Selbst mineralische Nassstandorte werden von Wiedervernässungsprozessen erfasst, meist aber nur geringfügig (Maximum in Kriegswiese mit 5 %). Hinsichtlich Fläche und Flächenanteil (39 ha, 45 %) ist die Mothhäuser Haide herausragend, gefolgt vom Torfstich Stengelhaide (17,2 ha, 37 %). In Anbetracht der sonstigen Wertespannen für Regenerationsflächen, die sich bei Moorkörpern zwischen 0 ha und 3,4 ha bewegen, stellen beide Gebiete Ausnahmeerscheinungen dar. Dies drückt sich recht deutlich aus, wenn Bilanzen für Regenerationsfläche und -anteil gegenübergestellt werden: über alle Moorkörper (= mit beiden Gebieten) hinweg betragen sie 70,9 ha bzw. 17 %, ohne beide Gebiete jedoch nur 14,8 ha bzw. 3,6 %.

Grabeninduzierte Regenerationen überwiegen gegenüber torfstichinduzierten Regenerationen (52 : 26 ha, S. 83, 84). Bei unveränderten Rahmenbedingungen (z. B. gleiche klimatische Wasserbilanz, keine Grabenräumung) ist in Angesicht von über 250 km Gräben auf fast 670 ha Nassstandorten in **Zukunft** eine deutliche Ausweitung der Regenerationsbereiche zu erwarten.

Tab. 4.3-10: Flächenbilanz zum Auftreten von Regenerationsbereichen in einzelnen Moorkörpern und umgebenden Nassstandorten

Bezugsraum (Moorkörper, <i>umgebende Nassstandorte</i>)	Bezugsraum	Regeneration	Anteil Regeneration am Bezugsraum	Bezugsraum (Moorkörper, <i>umgebende Nassstandorte</i>)	Bezugsraum	Regeneration	Anteil Regeneration am Bezugsraum
	(ha)	(ha)	(%)		(ha)	(ha)	(%)
Kriegswiese							
Moorkörper	20,9	3,4	16	Moorgebiet Kriegswald			
<i>mineralische Nassstandorte</i>	13,0	0,6	5	Hühnerhaide - Ost	18,4	0,4	2
				Hühnerhaide - Mitte	9,0	0,2	3
Moorgebiet Kühnhaide				Hühnerhaide - West	13,4	0,4	3
Mothhäuser Haide	85,8	39,0	45	Krönigshaide (inkl. Torfstich)	7,9	1,4	18
Erlhaide	19,3	1,5	8	Lehmhaide (westl. Teil)	8,1	0,5	7
Südliche Stengelhaide	7,4	0,2	3	<i>mineralische Nassstandorte</i>	33,9	0,2	1
Östliche Stengelhaide	5,5	< 0,1	< 1				
Westliche Stengelhaide	29,8	1,3	4	Moorgebiet Deutscheinsiedel			
Bauernhaide	18,2	< 0,1	< 1	Unteres Teichhübelmoor	6,3	0,6	9
Untere Bärenlochhaide	12,8	0,7	6	Brandhübelmoor	16,3	1,5	9
Obere Bärenlochhaide	15,0	0,0	0	Oberes Teichhübelmoor	7,7	< 0,1	< 1
Gründelhaide	2,6	0,0	0	A-Flügelmoor	3,6	< 0,1	< 1
Teichhaide	1,9	0,0	0	Badwegmoor	8,0	0,8	10
Herrenhaide	3,0	0,0	0	Bornmoor	0,3	0,0	0
Stinkenhaide	11,7	0,0	0	Nasses Fichzig	0,9	0,0	0
Lange Haide	1,7	0,0	0	Zwischenmoor an der Schweinitz	0,9	0,4	39
Hohe Haide	2,0	0,0	0	<i>organische Nassstandorte</i>	34,0	2,9	8
Kolbemoor	3,1	0,4	13	<i>mineralische Nassstandorte</i>	29,5	0,1	< 1
Torstich Stengelhaide	46,8	17,2	37				
<i>organische Nassstandorte</i>	17,9	0,4	2	alle Moorgebiete			
<i>mineralische Nassstandorte</i>	111,3	1,4	1	Summe Moorkörper	408,1	70,9	17
<i>nicht kartierte Standorte</i>	9,3	0,0	0,0	<i>organische Nassstandorte</i>	51,9	5,0	8
				<i>nicht kartierte Standorte</i>	9,3	0,0	0
Mooshaide				<i>mineralische Nassstandorte</i>	199,4	2,4	1
Moorkörper	19,7	2,8	14	Gesamt	668,7	78,3	-
<i>mineralische Nassstandorte</i>	11,7	0,2	2	Anteil	-	-	12

Einfluss der Regeneration auf Standorte, Waldbestände und Infrastrukturanlagen

Aktuell beschränken sich alle Regenerationsbereiche weitgehend **auf Moor- bzw. abgetorfte Standorte**. Nur in den Laggs von Kriegswiese, Lehmhaide und Unterem Teichhübelmoor greift die Regeneration auf mineralische Nassstandorte über. Wiedervernässungen von Bereichen, welche durch die FSK bislang als unvernässt kartiert wurden, sind in den UG nicht feststellbar (Anhang 4.3-5). Im Moor gelegene **Waldbestände** können in Folge starker Wiedervernässung auflichten oder absterben (ältere Bestände in Karte mit grünem Pfeil gekennzeichnet). Dies geschieht bislang meist kleinflächig (< 0,5ha), lokal aber mit mehreren Teilflächen auch gehäuft und in größeren Flächen (Umfeld von Badwegmoor und Unterem Teichhübelmoor, 5 Einzelflächen mit 0,01 ha bis 1,5 ha; Karte 1). In allen Fällen sind abstromig, auf unvernässen Standorten gelegene Waldbestände durch intakte Grabensysteme oder natürliche Vernässungsgrenzen (Bäche, Laggs) abgeschirmt, so dass kein Wasser aus Regenerationsbereichen in diese Bestände eindringen und diese destabilisieren kann (vgl. Anhang 4.3-3, 4.3-5).

Von einer regenerationsbedingten Wiedervernässung werden bislang nur auf Moor befindliche **Wege und Schneisen** im Unteren Teichhübelmoor (250 m), Moor an der Schweinitz (250 m), in Krünigshaide (300 m), Kriegsweise (50 m) und Mothhäuser Haide (1.750 m) abschnittsweise erfasst (Anhang 4.3-5, roter Pfeil). Soweit eine Randentwässerung vorhanden ist, wächst diese zu und wird unwirksam (Unteres Teichhübelmoor, Mothhäuser Haide: Görkauer Straße). Bei starker Nässe kommt es in einigen Fällen zur Bildung großer Pfützen und dauerhafter Wassergerinne auf dem Planum (Görkauer Straße), zur Unbrauchbarkeit als Verkehrsachse (Alte Eins im Unteren Teichhübelmoor, Reitsteig in Mothhäuser Haide), selten auch zum Verschwinden durch Etablierung von Moorgehölzen (Birkhuhnpromenade in Mothhäuser Haide). Im Endstadium stellt sich eine hydraulischen Durchgängigkeit ein (Görkauer Straße punktuell; Reitsteig, Alte Eins flächig). Bis auf die Görkauer Straße unterlag keine der betroffenen Schneisen in den letzten Jahren einer wirtschaftlichen Nutzung (keine Fahrspuren, völlige Bedeckung mit Vegetation).

Die mit der Regeneration einhergehenden Auswirkungen auf Standorte und Waldbestände in der Moorumgebung sowie auf die Infrastruktur sind in den UG aktuell gering, können aber bei anderer Konstellation von hydromorphologischer Struktur, Lage der Regenerationsbereiche und bewirtschafteten Forsten prinzipiell bedeutsam sein. Langlebigkeit von Bäumen und Langfristigkeit forstlicher Planungen machen eine Prognose der zukünftigen Entwicklung wünschenswert.

4.3.5 Aktueller Moorzustand und Regenerationserscheinungen in Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Die Mothhäuser Haide und ihr engeres Umfeld mit den hinsichtlich Fläche und Fortschritt einzigartigen Regenerationsbereichen (Kap. 4.3.4) wurden einer eingehenden Untersuchung des aktuellen Zustandes unterzogen. Zugrunde liegen drei Kartierungen:

- eine vollflächige Erfassung aller Vegetationstypen (Kap. 4.3.3),
- zwei Punkterfassungen von Grabenparametern (773 Probepunkte, kurz: PrP) sowie von Torfmoosdeckungsgrad und Baumartenanteilen in den Bestandesschichten (1.212 PrP).

Zustand des Grabensystems

Die Grabensysteme erreichen in beiden Mooren und deren Einzugsgebieten eine Länge von 51 km (auf 157 ha, davon 89 ha beide Moorkörper). Mit 0,57 km/ha wird eine Grabendichte erreicht, die etwas über dem Durchschnitt aller UG (0,55 km/ha, Tab. 4.3-4, S. 79) liegt und damit gleichfalls als hoch zu bewerten ist. Schmale Gräben mit einer Breite < 1 m sind relativ selten (an 16 PrP, siehe Abb. 4.3-9).

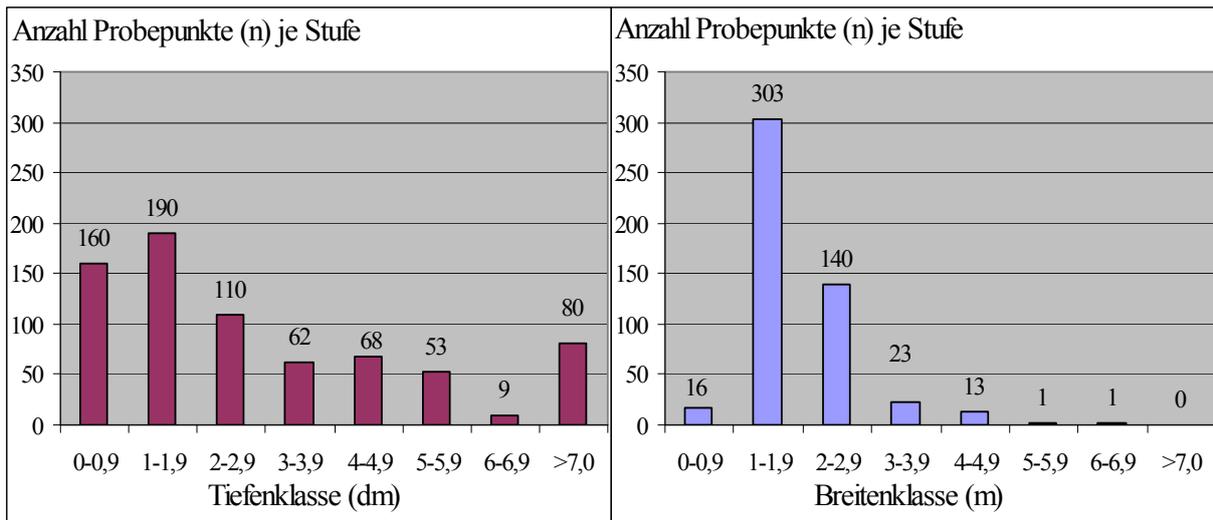


Abb. 4.3-9: Grabendimensionierung an Probepunkten in Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Abbildung 4.3-10 visualisiert die Dimensionierung des Grabensystems anhand von ATKIS®-DGM2-Daten (GeoSN 2008). Klar treten Hauptentwässerer (1), Görkauer Straße (2) und Torfstich (3) hervor. Die Dominanz geringer Grabentiefen (Abb. 4.3-9) wird durch eine weiträumige Grabenverlandung hervorgerufen, die bereits seit 1875 abläuft (Kap. 4.3.1). Es lassen sich drei „Verlandungstiefenzonen“ differenzieren. Auf einer Fläche von 13 ha ist die Grabenverlandung flurgleich, auf 13 ha flurnah (>0,00-0,20 m u.F.) und auf 13 ha bedingt flurnah (>0,2-0,3 m u.F.). **Damit ist das Grabensystem auf 45 % der Moorfläche nur noch gering entwässerungswirksam.**

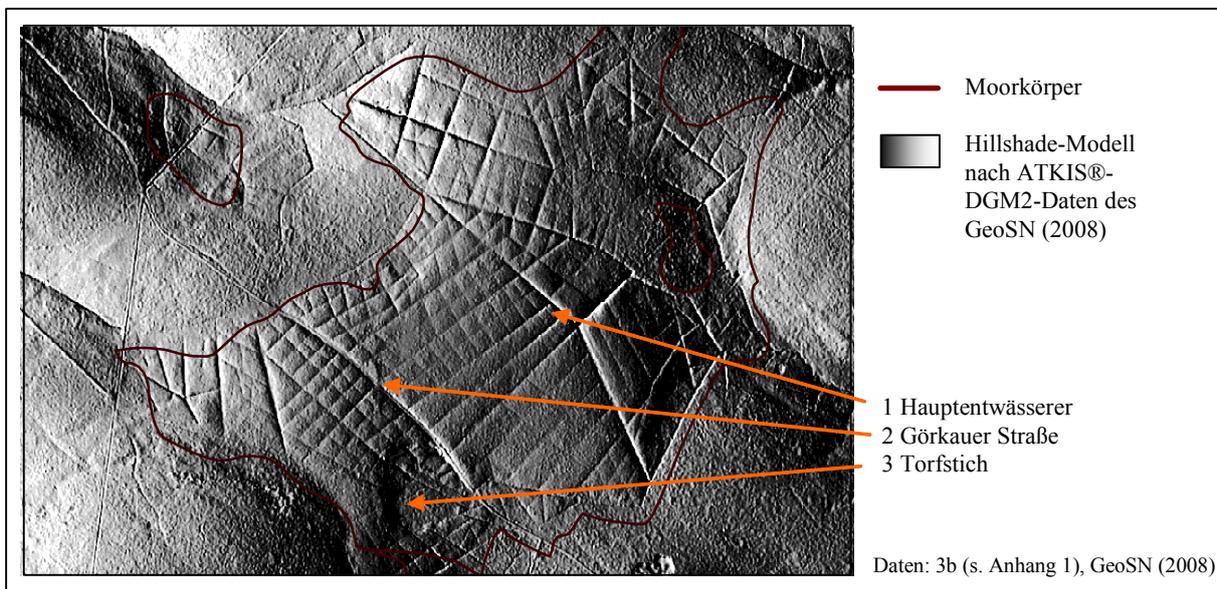


Abb. 4.3-10: Oberflächenstruktur von Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Tiefe Gräben und die Barriere- sowie Entwässerungswirkung der Görkauer Straße trennen zehn Teilareale, dessen größtes nördlich der Görkauer Straße liegt (Abb. 4.3-11). Die Grabenvegetation wird vor allem von *Sphagnum spec.*, *Eriophorum vaginatum*, *Carex canescens* oder *Molinia caerulea* geprägt, die in wechselnden Anteilen auftreten. Dominieren die erst-

genannten Arten, handelt es sich um wüchsige, nasse Gräben. Dominiert *Molinia caerulea*, sind die Gräben meist trocken. *Sphagnum* erreicht in weiten Teilen des Entwässerungssystems Deckungsgrade ab 80 % (Abb. 4.3-12; rote PrP) und ist nahezu in allen dokumentierten Grabenabschnitten präsent. Deckungsgrade < 80 % fallen im südöstlichen Moorzentrum auf. Hier ist die Grabenverlandung soweit fortgeschritten, dass die Grabenoberfläche flurgleich liegt und sich mit der einsetzenden zeitweiligen Trockenheit *Eriophorum vaginatum* (> 25 %, hellgrüne PrP) in höheren Anteilen etablieren konnte.

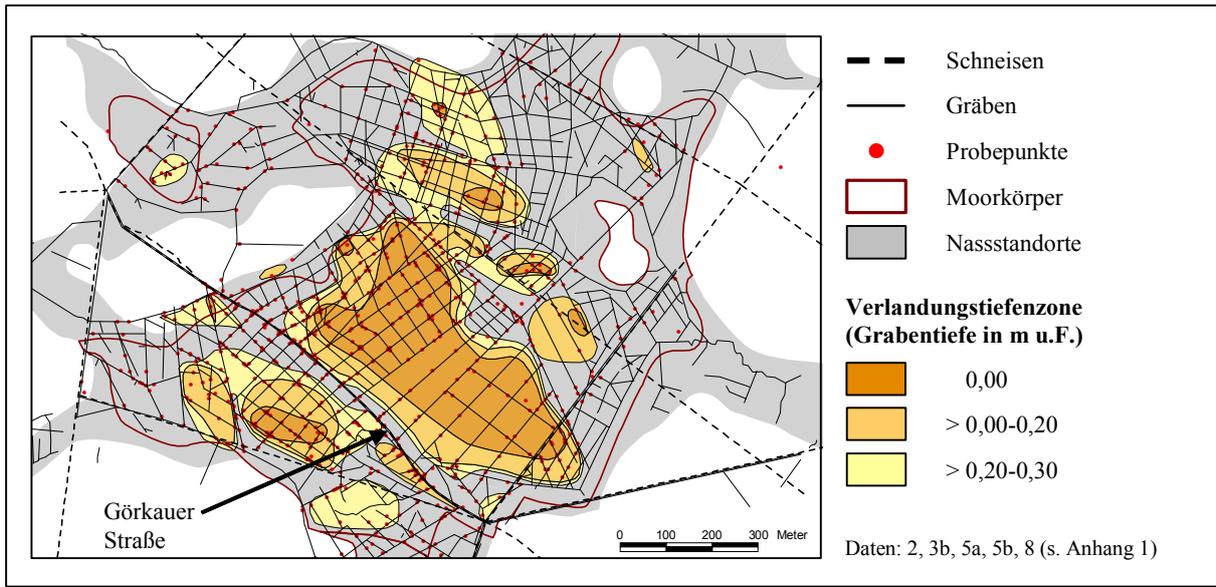


Abb. 4.3-11: Grabenverlandungszonen in Mothhäuser Haide und Kolbemoor

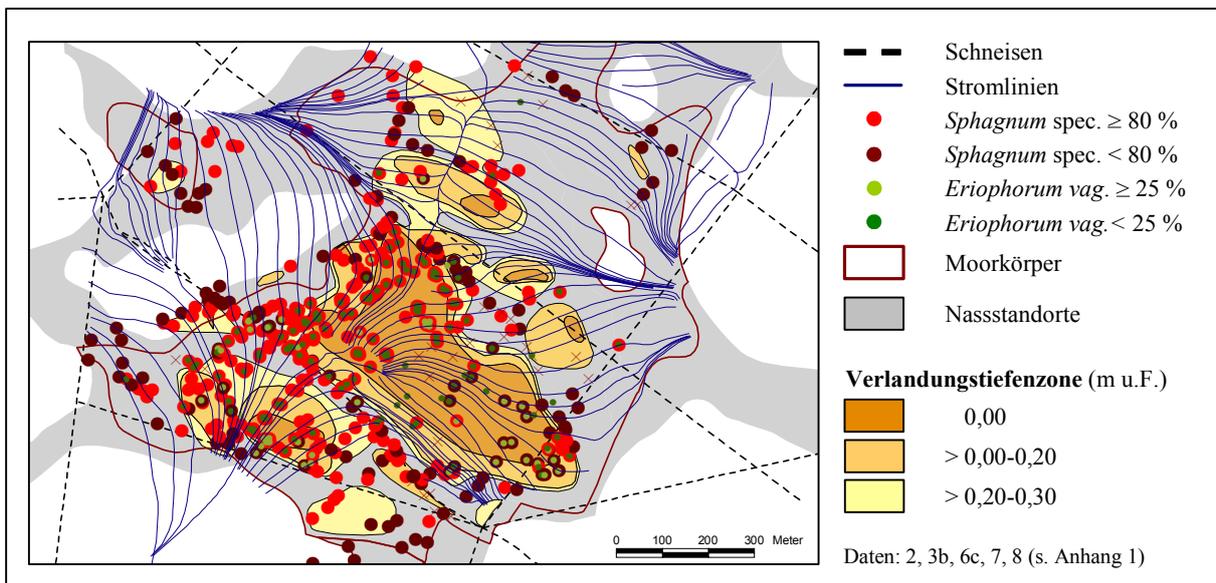


Abb. 4.3-12: Flächenanteil von *Sphagnum spec.* und *Eriophorum vaginatum* im Grabensystem von Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Die Präsenz von *Molinia caerulea* zeichnet den Verlauf tiefer Hauptentwässerer und mineralbodennaher Gräben nach (Abb. 4.3-13, schwarze PrP). Auffällig ist das gehäufte Auftreten im Bereich der Wasserscheide. Unter den weiteren, minerotrophent Arten dominiert *Carex*

canescens. Selten treten *C. rostrata*, *C. nigra*, *Calamagrostis villosa* (nur mineralbodennah!) und *Eriophorum angustifolium* hinzu. Als Gesamtheit sind sie wesentlich weiter verbreitet als *Molinia caerulea*. Sie besiedeln große Teile des moorinneren Grabensystems und damit Bereiche, die als oligotroph gelten (siehe folgender Abschnitt „Vegetationstypen“). In den Gräben ist offensichtlich mehr an Nährstoffen verfügbar als in der Umgebung. Ausgespart bleibt nur das südöstliche Moorzentrum mit seiner fortgeschrittenen Grabenverlandung (Pfeil).

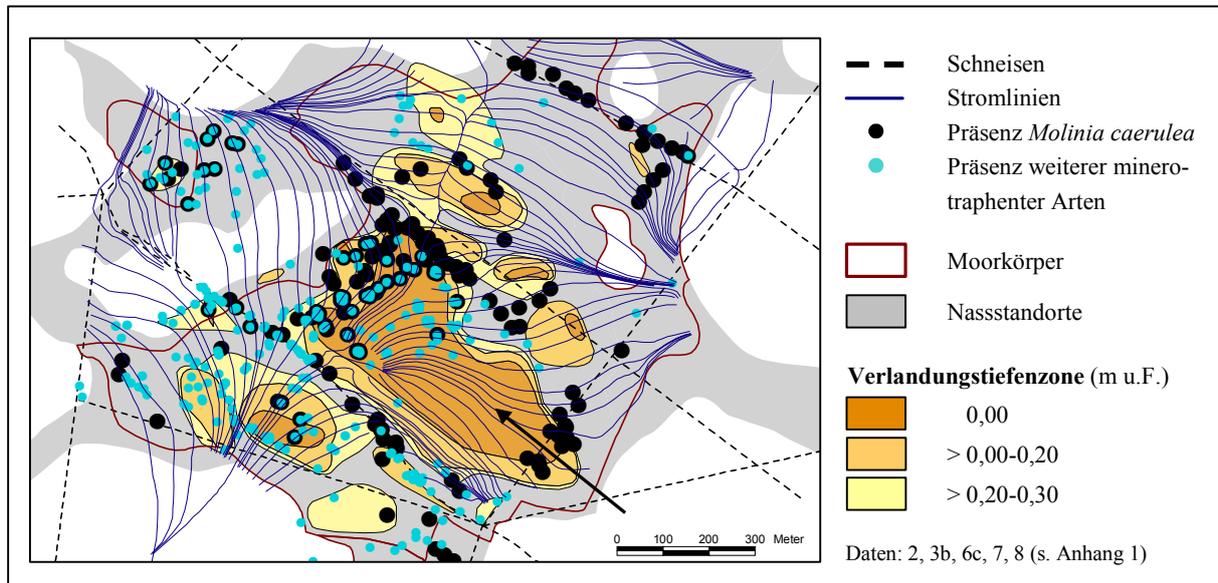


Abb. 4.3-13: Präsenz von minerotraphenten Arten im Grabensystem von Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Zustand der Bestockung

Beide Moorkörper sind überwiegend bewaldet. Während im Kolbemoor ausschließlich *Picea abies* auftritt, wird die Bestockung der Mothhäuser Haide von *Picea abies* und *Pinus rotundata* in wechselnden Anteilen gebildet. Strauchförmige Moor-Latsche (grex *prostrata*) und einstämmige Moor-Spirke (grex *arborea*) haben ein gemeinsames Areal von 52 ha Größe. Die Latsche dominiert im Moorinneren. Auffällig ist die starke Zunahme von *Pinus rotundata* von 0 % auf 50 % über die kurze Distanz von 30 m bis 50 m. Zur absoluten Dominanz (> 90 %) kommt die Baumart auf 7 ha in vier Teilflächen (Abb. 4.3-14), die zugleich große Teile der schlenkenreichen Zone umfassen. Die größte Teilfläche (1) kennzeichnet den Bereich der höchsten Torfmächtigkeit (> 7 m) und zugleich eines weniger dichten Grabensystems. Während Teilfläche 2 keine Besonderheiten aufweist, geht Teilfläche 3 auf eine starke Ausbreitung der Art in der Strauchschieht in den letzten zwei Jahrzehnten zurück, Teilfläche 4 deckt sich teils mit einem im 19. Jh. gepflanzten Bestand (OPFERMANN & WENDEL 1989). Deutlich sichtbar ist zudem ein Absinken des Anteils unter 50 % im trockenen Umfeld der Görkauer Straße bis hin zum lokalen Ausfall der Baumart unmittelbar nördlich der Straße.

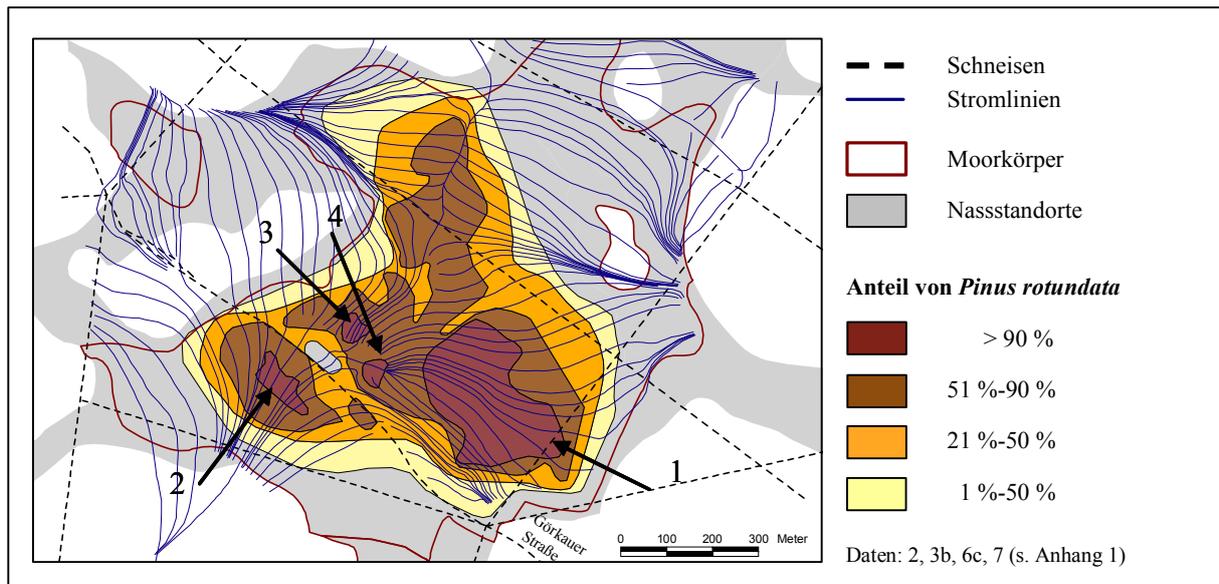


Abb. 4.3-14: Flächenanteil von *Pinus rotundata* in Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Die Flächenanteile von *Pinus rotundata* und *Picea abies* unterscheiden sich in Strauchschicht und Baumschicht. Ausgeglichene Relationen finden sich an 88 von 1.212 PrP, insbesondere das Moormächtigkeitszentrum (Pfeil) nordöstlich der Görkauer Straße (Abb. 4.3-15, graue Punkte). *Picea abies* hat dort zwar geringe Gesamtanteile, ist aber in den beiden Schichten gleich präsent. Nur in der Baumschicht ist *Pinus rotundata* an 19 PrP (violett) anzutreffen, nur in der Strauchschicht dagegen an 188 PrP (schwarz) – beide Varianten treten vor allem in der Moorperipherie auf.

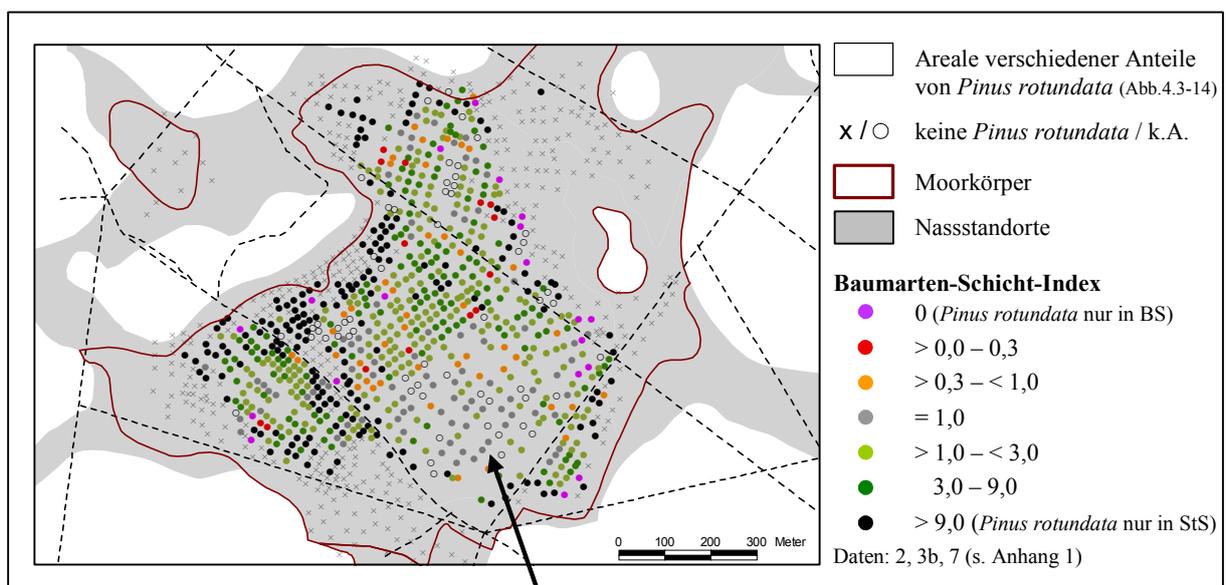


Abb. 4.3-15: Relation der Flächenanteile von *Pinus rotundata* in Baum- und Strauchschicht

Ein höherer Anteil von *Pinus rotundata* in der Strauchschicht als in der Baumschicht tritt an 390 Punkten auf (hell/dunkelgrün), also mehr im Moorinneren, ein geringerer an 59 Punkten (orange, rot). Die verstärkte Präsenz der Lichtbaumart *Pinus rotundata* unter der Halbschatt-

baumart *Picea abies* ist ungewöhnlich. Mit dem hohen Anteil von *Pinus rotundata* in der Strauchschicht deutet sich an, dass diese Art ihr Areal insbesondere im Westteil der Mothhäuser Haide durch Neu- bzw. Wiederbesiedlungen erweitert und ihren Anteil in den bereits besiedelten Bereichen langfristig erhöhen wird.

Torfmoosdeckungsgrade und Feuchtegrad

Der Gesamtdeckungsgrad aller Torfmoosarten weist eine starke räumliche Differenzierung auf (Abb. 4.3-16). Hohe Deckungen mit über 80 % werden nördlich der Görkauer Straße – an der Wasserscheide (Stromlinien) und nahe dem Moormächtigkeitszentrum – erreicht. Ein weiterer Schwerpunkt findet sich im Westteil. Durch geringe Deckungsgrade sind zumeist die Moorperipherie und das Umfeld tiefer Gräben gekennzeichnet.

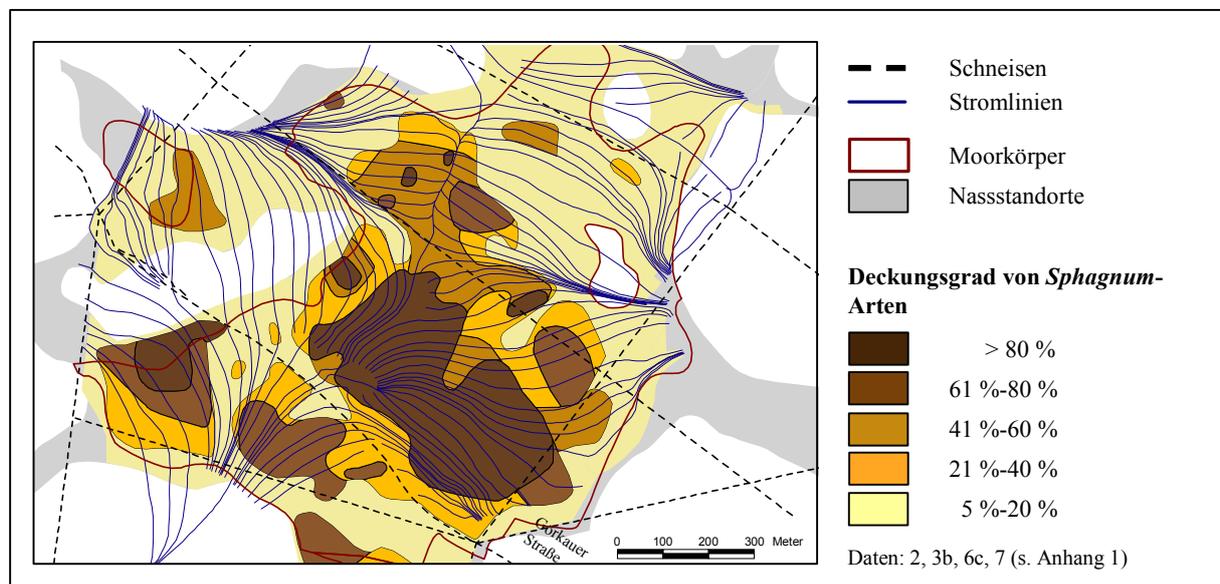


Abb. 4.3-16: Torfmoosdeckungsgrade in Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Die Görkauer Straße markiert eine weitere Schwächezone. Wird ein hoher Deckungsgrad als Indikator für hohe Feuchte interpretiert, zeichnen sich deutlich Nässezonen ab. Sie decken sich weitgehend mit den Bereichen fortgeschrittener Grabenverlandung (vgl. Abb. 4.3-11).

Vegetationstypen und Feuchtegrad

Der Moorkörper der Mothhäuser Haide wird überwiegend von oligotraphenten Moorwäldern (VTG 3, Abb. 4.3-17, Brauntöne) geprägt, im Gegensatz zum Kolbemoor, in dem mesotraphente Feuchtwälder mit *Calamagrostis villosa* vorherrschen (VTG 5, Grüntöne). Relativ selten sind VT waldfreier Zwischen- und Armmoores (VTG 1, 2, Hellblau, Hellgelb). Hohe Feuchtegrade werden hier, im Moorinneren (VT 3b, 3c) und in den Laggs indiziert (VT 5b, 5c). Dies deckt sich nördlich der Straße großteils mit einem *Pinus rotundata*-Anteil von mehr als 50 %, südlich dagegen von mehr als 90 %. Die Grenzverläufe von VT und Baumartenanteilen entsprechen sich dabei nur teilweise. Trockenere Areale (VT 3e) hingegen decken sich insgesamt recht gut mit einem *Pinus rotundata*-Anteil von 21 % bis 50 %. Es ist anzunehmen, dass die Bodenvegetation den aktuellen Feuchtegrad widerspiegelt, die Bestockung

aufgrund ihres hohen Alters jedoch frühere Standortzustände und zudem unmittelbare anthropogene Eingriffe (Rodung, lokale Aufforstung, Immissionen, Kap. 4.3.1). Weiterhin fällt im Vergleich zu anderen Mooren der UG fällt auf, dass bei **hoher Entwässerungsdichte** die Anteile nässeweisender VT mit 43 % deutlich höher sind als im Durchschnitt aller Moorkörper mit 29 % (vgl. Anlage B 4.3-1; VT 0-2, VT 3a-3c, 4, 5a-5c, 6). Die weitgehende Grabenverlandung führt heute offensichtlich zu einer **vergleichsweise geringen Entwässerungswirkung**. Es ist anzunehmen, dass in den Zeiten der Entwässerungstätigkeit trockenheitsweisende VT (3d-3f) über Jahrzehnte viel stärker prägend waren als sie es heute sind.

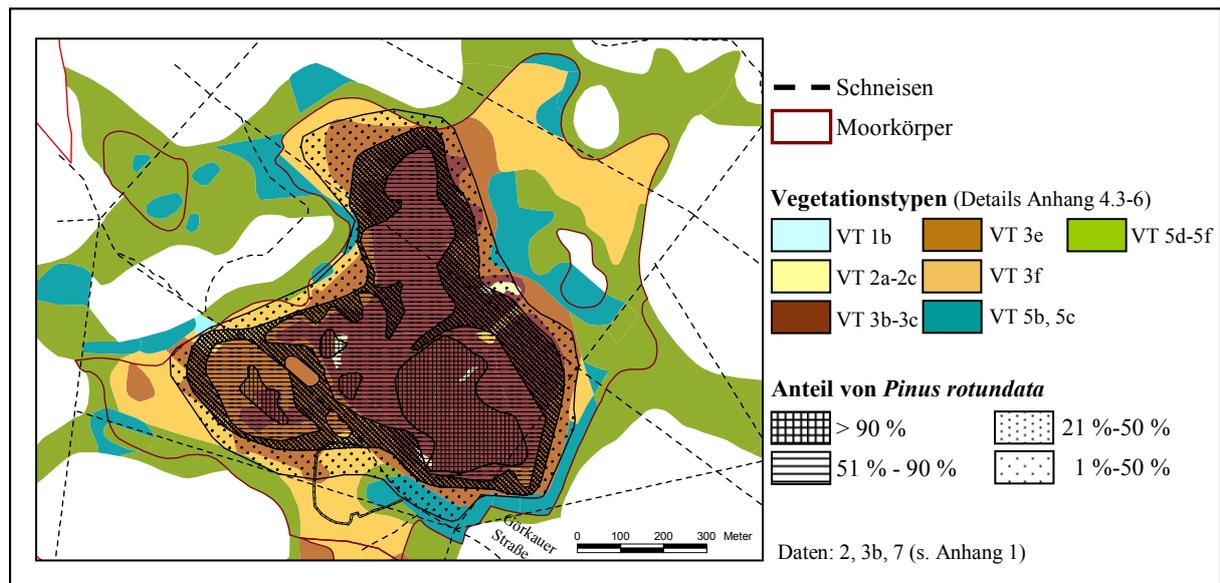


Abb. 4.3-17: Vegetationstypen in Beziehung zum Anteil von *Pinus rotundata* in Mothhäuser Haide und Kolbemoor

Regenerationsmerkmale

Grabeninduzierte Regenerationen mit fast 40 ha dominieren gegenüber torfstichinduzierten Regenerationen mit ca. 2 ha (Abb. 4.3-18, grüne / gelbe Flächen). Eine fortgeschrittene Grabenverlandung (hellgrün) ist bislang auf 45 % der Moorfläche eingetreten. Hinzu kommen nässebedingte Auflichtungen der Bestandesschicht in der Mothhäuser Haide (0,9 ha = 1 %, mittelgrün), die sich ausschließlich im Umfeld von Grabenkreuzungen einstellen. Hier kann die Grabenverlandung aufgrund der stärkeren und weiträumigen Oberflächensackung größere Areale erfassen. Waldfreie Bereiche sind dagegen selten (0,9 ha, dunkelgrün). Sie entstehen bei einem Übergreifen der Wiedervernässung in die gesamte Fläche zwischen den Gräben und werden vermutlich durch leichte Einmündungen bzw. ebene Areale hervorgerufen. Bestandauflichtungen beschränken sich auf Areale, die geringer als 1° geneigt und damit abflussgehemmt sind und damit meist auf das Umfeld der Wasserscheide (vgl. Abb. 4.3-19, weiße u. hellgelbe Raster; Nr. 1). Grabenverlandung und waldfreie Bereiche sind darüber hinaus auch in größerer Entfernung zur Wasserscheide (Nr. 2) und bei Neigungen von bis zu 3,5° anzutreffen. Weiterhin wird deutlich, dass selbst verlandete Gräben in ihrem Umfeld so starke Oberflächensackungen aufweisen, dass sie noch heute als Entwässerungsstruktur wirksam sind. Bei stromlinienparalleler Lage ähnelt ihre Wirkung Rüllen oder Laggs (Nr. 3).

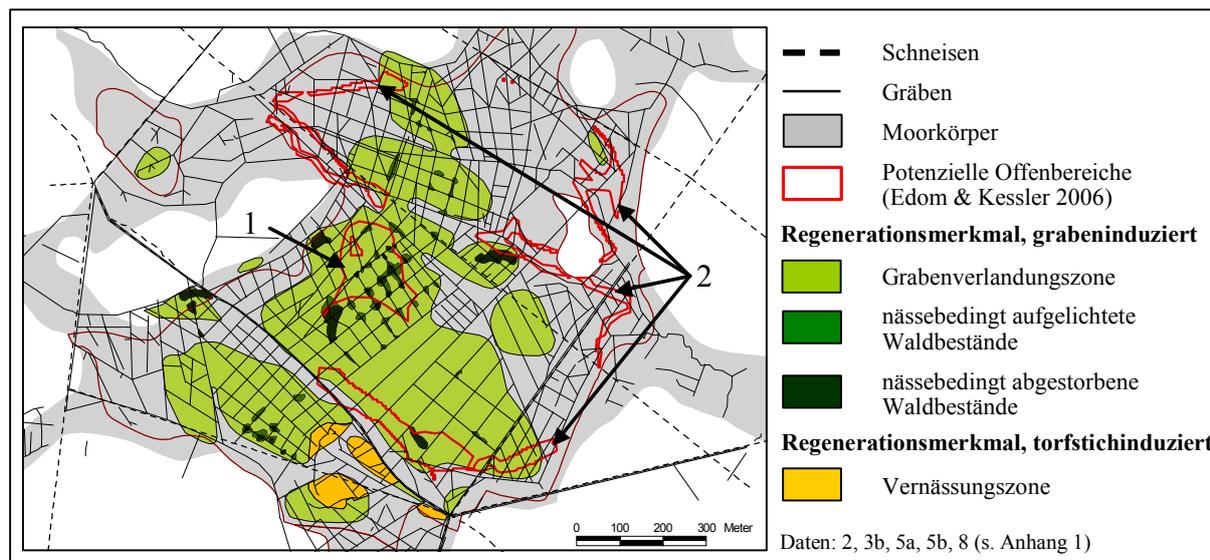


Abb. 4.3-18: Aktuelles Auftreten von Regenerationsmerkmalen und potenzielle Offenbereiche in Mothhäuser Haide und Kolbemoor

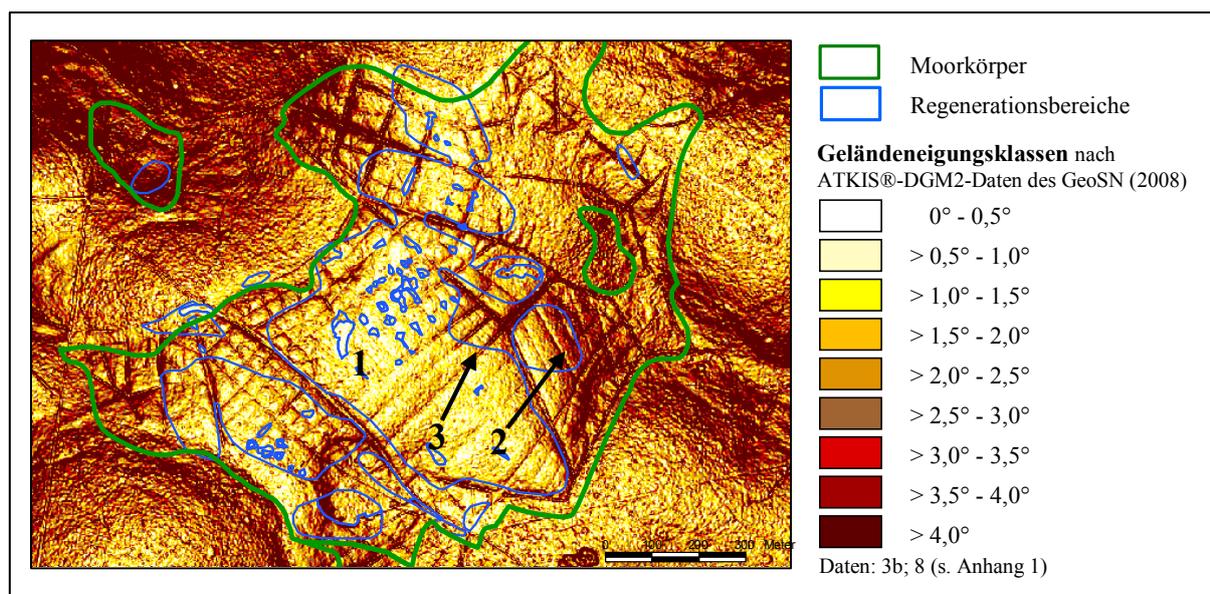


Abb. 4.3-19: Regenerationsbereiche und Neigungsverhältnisse

Mittels hydromorphologischer Analyse wurde von EDOM & KEBLER (2006) ermittelt, welche Areale bei heutigen Relief- und Klimabedingungen sowie vollständiger Grabenverlandung und Wegfall von Wasserbarrieren (Görkauer Straße) waldfrei sein könnten. Diese Areale werden:

- in einem Fall (Abb. 4.3-18, Nr. 1) bei divergentem Stromlinienmuster (vgl. Abb. 4.3-16) an der Wasserscheide,
- in vier Fällen (Nr. 2) bei konvergentem Stromlinienmuster in Laggs bzw. Rüllen

aufzutreten und eine maximale Fläche von 13 ha (= 15 %, rote Linien) erreichen.

Ein Vergleich mit der aktuellen Verbreitung von Merkmalen einer fortgeschrittenen Re-

generation zeigt eine prinzipielle Übereinstimmung im Bereich der Wasserscheide (Abb. 4.3-18, Pfeil). Bestandesauflichtungen sind im Areal der Wasserscheide zu finden. Hier kann sich zukünftig ein „Lebendes Hochmoor“ herausbilden. Waldfreie Areale (dunkelgrün) gibt es bereits in Laggs. Auch hier können sich nach EDOM & KEBLER (2006) „Lebende Hochmoore“ ausbilden.

Zukünftige Entwicklung

Bemerkenswert an den Analyseresultaten ist die sich abzeichnende, relativ unauffällige aktuelle, potenziell aber markante Entwicklung (EDOM & KEBLER 2006):

- Etwa 45 % des Moores weisen eine vollständige Grabenverlandung auf (= wenig auffällig), unterliegen also einer vergleichsweise schnellen Standortdrift.
- Auf 50 % der Fläche ist die Grabenverlandung vorwiegend im initialen bzw. gering fortgeschrittenen Stadium mit noch geringer Standortdrift (= unauffällig).
- 2,5 % des Moores befinden sich in nässebedingter Auflichtung oder Entwaldung (= auffällig).
- Etwa 17 % des Moores werden nach Abschluss der Regeneration eine je nach Klima dauerhaft gehölzfreie Vegetation aufweisen (EDOM & KEBLER 2006), also mindestens siebenmal mehr als heute (Kap. 4.3.5).

Nahezu 100 % des Moores sind damit in einer unauffälligen regenerationsbedingten Sukzession befindlich. Das Auftreten von Regenerationsmerkmalen ist folglich die mit vegetationskundlichen Methoden erfassbare „Spitze des Eisberges“.

Fazit

Aus **historischer Sicht sind starke Eingriffe** in Struktur und Wasserregime der Moore erstmals für das 16. Jh. nachweisbar (Torfstiche, Kunstgräben). Ende des 18. Jh. waren die Moore der Untersuchungsgebiete (UG) großteils bewaldet. Einer forstlichen Kultivierung dienten die Anfang des 19. Jh. angelegten Grabensysteme. Selten wurde die Grabenpflege frühzeitig und völlig eingestellt (Mothhäuser Haide). Forstliche Nutzungen (u. a. Entnahme *Pinus rotundata*) und Immissionen führten in Etappen zu Be- bzw. Entwaldung und einem Baumartenwechsel.

Die Analyse des **aktuellen Zustandes** der Moore in den UG (460 ha) belegt, dass jedes Moor durch eine spezifische Kombination an standörtlichen und vegetationskundlichen Merkmalen (Moorfläche, Torfmächtigkeit, Feuchte- u. Trophiestufe, hydromorphologische Struktur, Hangwasserspeisung, Anteile der Vegetationstypen) gekennzeichnet ist und folglich individuell bewertet werden muss. Die überwiegend oligotrophen, teils mesotrophen Standorte werden durch dichte Grabensysteme oder ehemalige Torfabbaufächen geprägt. Infolge dessen sind die Moorkörper zu 71 % relativ trocken und zu 98 % waldfähig (umgebende organische Standorte 66 % / 94 %).

Eine **autogene Regeneration** wurde in 21 von 30 untersuchten Moorkörpern nachgewiesen (78 ha = 12 % der Moorfläche). Wiedervernässungen greifen in einigen Fällen auf mineralische Nässtandorte über. Große Regenerationsflächen (> 10 ha, Mothhäuser Haide, Stengelhaide) sind Ausnahmeerscheinungen. Ein hinsichtlich Fläche und Feuchtegrad höheres Potenzial zur Wiedervernässung ist für die Moore der UG anzunehmen.

Das Vorkommen gehölzfreier **Vegetation** ist großteils auf autogene Regeneration zurückzuführen. Zumeist handelt es sich um mesotraphente Vegetationsausprägungen. Die Regeneration typischer Bunttorfmoosgesellschaften ist bislang nicht nachweisbar.

Grabeninduzierte Regeneration (53 ha) setzt ein, in dem Gräben durch oberflächennahes Zuwachsen unwirksam werden. Je nach hydromorphologischer Struktur des Moores bewirkt ein mehr oder minder großflächiges Übergreifen der Vernässung in die Umgebung der Gräben („Nässegradient“) eine Auflichtung bzw. Zerstörung des Waldbestandes, selten einen völligen Strukturangleich zwischen Gräben und weiterem Umfeld. Die meisten Moore vernässen bislang eher kleinflächig wieder, vor allem in eingemuldeten Geländeformen mit konvergenten Wasserströmen (z. B. Laggs) und damit in minerotrophen Moorrandbereichen. Eine großflächige (39 ha) und lang andauernde (> 130 Jahre) Regeneration findet in der Mothhäuser Haide bei gering geneigtem Relief mit oft parallelen oder divergenten Wasserströmen sowie bei großen Stromlängen des lateral fließenden Wassers statt. Die Vernässung führt hier zu einem Baumartenwechsel von *Picea abies* zu *Pinus rotundata*. Das Auftreten minerotropher Arten in Gräben bei oligotropher Grabenumgebung wird als Zeichen für eine vernässungsbedingte Freisetzung oder Mobilisierung von Nährstoffen und deren Verfügbarkeit im Wurzelraum gewertet. Grabenrandsackungen werden die Raumstruktur der Regenerationsbereiche und letztlich des gesamten Moores noch sehr langfristig prägen.

Torfstichinduzierte Regeneration (26 ha) beginnt mit einer starken Vernässung in flach abgetorfte und gering geneigten oder in gekammerten Torfstichen. Das Absterben von Bäumen kann bei Vernässung auch in die Umgebung des Torfstiches übergreifen. Regenerationsförderlich wirken Strukturen, die eingemuldeten Laggs und Kolken vergleichbar sind.

Unmittelbare Auswirkungen der Regeneration auf Infrastrukturanlagen und Waldbestände gibt es nur in den Mooren. Vernässungen führen vor allem zu kleinflächigem Auflichten oder Absterben von Beständen. Waldbestände und Wege in der Moorumgebung werden durch intakte Randgräben oder natürliche Vernässungsgrenzen abgeschirmt.

4.4 Detailanalysen zur Sukzession der Vegetation in den Mooren „Kriegswiese“, „Mothhäuser Haide“ und „Bärenlochhaide“

Die Dauerbeobachtungssysteme von Kriegswiese, Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide umfassen insgesamt vermarkte 19 Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und 50 Dauerquadrate (DQ) mit 5.000 Zählrastern. Weiterhin existieren in Mothhäuser Haide und angrenzender Bärenlochhaide nicht vermarkte, über das Grabennetz aber gut lokalisierbare Probeflächen (PF_{VA}), von denen 41 im Jahr 1959 und 36 in den Jahren 1990/1991 angelegt wurden.

4.4.1 Sukzessionsprozesse in der Kriegswiese

Datengrundlage

Durch BOHNSACK (1991) wurde im Jahr 1989 die dauerhafte Vermarkung (Lärchenpfähle) und Ersteinrichtung von zehn DBF vorgenommen. In sieben DBF befinden sich 21 DQ (je 3 DQ, Anlage B 4.4-1). Neben Vegetationsaufnahmen (Anlage B 4.4-2) erfolgte die Anfertigung von Bestockungsgrundrissen (nur DBF 1-3, 6, 9, 10). Bei Wiederholungsuntersuchungen 1997 (SCHÖNWEIß et al. 1999) konnten neun von zehn DBF (ohne DBF 5) und alle DQ wieder aufgefunden werden. Es erfolgte eine detaillierte Dokumentation der DBF und DQ in Form von schematisierten Draufsichten und einer Schätzung der Artmächtigkeit (Moose nicht berücksichtigt) in den DQ sowie eine erste Analyse. Im Rahmen vorliegender Arbeit wurden die erhobenen Daten ergänzt (Auszählung der Frequenz; Anlage B 4.4-1) und unter Einbeziehung eigener Erkenntnisse zu Standort, hydromorphologischen Raumbeziehungen und Vegetation (Kap. 4.3.2, 4.3.3) neu analysiert. Stromlinien wurden für das Moor anhand der ATKIS[®]-DGM2-Daten (GEOSN 2008) und für Teile des EZG aus der TK10 abgeleitet.

4.4.1.1 Analyse der Ausgangslage

Böden, hydromorphologische Einbettung der DBF, anthropogene Störungen

Alle DBF konzentrieren sich im **teilweise entwaldeten, südöstlichen Randbereich des Moores** nahe des Grenzweges (siehe Abb. 4.4-1). Die Torfauflagen sind entsprechend gering (0,4-0,8 m) oder fehlen. Ein Nässeeinfluss ist immer gegeben. Etliche DBF liegen in standörtlichen Übergangsbereichen (in Auflistung fett; vgl. Anlage B 4.4-3):

- Herrnhaiders Staugleymoos (OZ3): **3, 4, 5, 7, 8, 9, 10,**
- Pfaffrodaer Gneis-Humusstaugley (NM1): 1, **2, 3, 5, 6,**
- Rothenthaler Gneis-Braunerde (TM1): **2.**

Der aus dem südlichen Einzugsgebiet hereinreichende und zugleich stark konvergente Stromlinienverlauf verdeutlicht einerseits einen erheblichen Hangwassereinfluss im Bereich der gesamten Dauerflächenanlage, andererseits eine Konzentration größerer Wassermengen auf kleinem Raum. Dies ist typisch für Seitenkantenlaggs hängiger Gebirgsmoore und betrifft vor allem die DBF 1, 3, 7 bis 9. DBF 3 bis 5 und 10 sowie 7 bis 9 liegen in gemeinsamen Stromsektoren. Die Stromdistanzen zwischen einzelnen DBF erreichen 50 m bis max. 150 m.

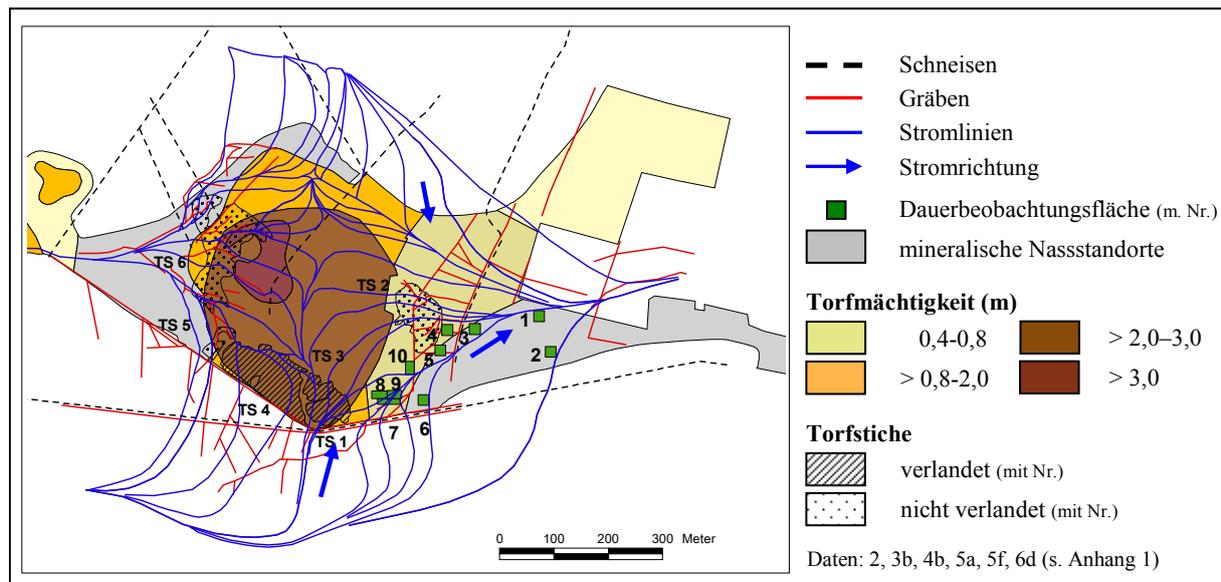


Abb. 4.4-1: Torfmächtigkeiten und hydrographische Einbettung der Dauerbeobachtungsflächen in der Kriegswiese

Der untersuchte Moorteil enthält einige Gräben, insbesondere im EZG jenseits der Grenze zur tschechischen Republik. Hinzu kommt die Randentwässerung des Grenzweges und dessen Wirkung als Wasserbarriere. Im Südwesten befindet sich ein sehr nasser und durch Verlandung weitgehend eingeebnetter Torfstich (TS 1, großteils Schwingdecken), im Nordwesten ein mäßig nasser, nicht verlandeter und entsprechend eingetiefter Torfstich (TS 2). Ursache für die starke Verlandung des Torfstiches 1 ist die Art der Abtorfung (abflusshemmende Barrierewirkung der Kammerung), eine geringe Neigung sowie das unwirksam Werden einer früher vorhanden Vorflut in Richtung Westen in Form weiterer Torfstichkammern (gleichfalls zuwachsend) und der die Kammern verbindenden Durchstiche (verschüttet bzw. zugewachsen). Diese spezielle Konstellation bietet offensichtlich günstige Voraussetzung für einen Anstieg des Grundwasserspiegels im Torfstich, eine erneute Torfbildung und letztlich die Einebnung (vgl. ZINKE 1995). Teile des abströmenden Wassers passieren die DBF 1, 3 bis 5, 7 bis 10. Im Gegensatz dazu kann das Wasser aus Torfstich 2 ohne Barrierewirkungen ungehindert abströmen. Eine Grundwasserabsenkung ist auf Grund der Nähe zum Torfstich 2 im Bereich der DBF 3 bis 5 und 10 zu erwarten. Die Stromlinien zeigen weiterhin, dass von den Gräben nahezu alle Flächen (außer DBF 2) über eine Entwässerung des EZG beeinträchtigt sind. DBF 4, 5, 7 bis 10 werden von Gräben durchschnitten. Zwei Gräben (östl. DBF 10, westl. DBF 3) verlaufen quer zu den Stromlinien und wirken dadurch besonders stark. Das Überrieseln des Torfkörpers auf lange Distanzen wird verhindert, der Grundwasserstrom ist beeinträchtigt. Eine **hydraulisch kohärente Auswertegruppe** bilden damit aktuell nur die DBF 7 bis 10.

Bestockung und Bodenvegetation der Dauerbeobachtungsflächen

DBF 10 repräsentierte 1989 den südöstlichen, beerstrauchreichen Rand der Moorkieferngehölze. DBF 1, 2 und 3 waren locker bis dicht mit 1 m bis 5 m hoher *Picea abies* bestockt (Tab. 4.4-1, Draufsicht siehe BOHNSACK 1991).

Tab. 4.4-1: Zustand der Bestockung in Dauerbeobachtungsflächen der Kriegswiese um 1989

Dauerbeobachtungsfläche	10	3	5	8	9	4	7	6	1	2
Nr. der VA nach Bohnsack (1991)	B18	B3	B7	B15	B16	B6	B14	B9	B1	B29
Vegetationstyp nach Wendel (Kap.4.1)*	3d	3d	3d/5b	3d/5b	5b	5b	5b	5b	5b	5b
Dokumentation 1989										
kartografische Dokumentation	ja	ja	nein	nein	ja	nein	nein	ja	ja	ja
Deckungsgrad Baum- und Strauchschicht (%)*	75	25	7	1	10	5	3	12	65	80
Vorkommen / Anzahl: <i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	ja*	ja*	29	nein*	ja*	97	0	0
Vorkommen / Anzahl: <i>Picea abies</i>	43	36	ja*	ja*	48	ja*	ja*	2	40	41
Vorkommen / Anzahl: <i>Pinus rotundata</i>	ja*	nein*	ja*	ja*	3	nein*	nein*	nein*	nein*	nein*
Stubben und Baumreste dokumentiert (n)	3	21	k.A.	k.A.	19	k.A.	15	0	0	100
Pflanzreihen dokumentiert	nein	ja	k.A.	k.A.	nein	k.A.	k.A.	nein	nein	ja
Ermittelte Änderung des Bestandes vor 1989										
Verlust an Individuen (%): <i>Picea abies</i>	7	37	k.A.	k.A.	28	k.A.	k.A.	0	0	71
DBF mit Waldcharakter 1989										
DBF mit Waldcharakter vor 1989	ja	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	ja
DBF mit Waldcharakter vor 1989	ja	ja	k.A.	k.A.	ja	k.A.	ja	k.A.	ja	ja

k.A. - keine Angaben

Bewaldung der DBF 7 vor 1989 anhand der Dokumentation im Jahr 1997 abgeleitet

* Angaben aus VA abgeleitet

(Datenbasis: BOHNSACK 1991)

Die räumlich stehende *Picea abies* der DBF 6, 9 erreichte Höhen von 0,5 m bis 1 m. Ein hoher Anteil toter, noch im Kulturstadium abgestorbener Bäume fiel in den DBF 2 und 3 auf. Beide DBF hatten deutliche Pflanzreihen. Ursache für das Absterben dürften die starken Immissionen bis in die 1990er Jahre und deren Folgewirkungen (Borkenkäferbefall) gewesen sein, da in keiner Fläche Nässezeiger übermäßig stark auftraten. DBF 4, 5, 7, 8 (ohne Bestockungsgrundriss) hatten den VA von BOHNSACK (1991) zufolge nur eine sehr schütterere Strauchschicht. Anhand der Verteilung und Dichte von Stubben und stehendem Totholz (Draufsicht in BOHNSACK 1991) und den Funden von 15 starken Stubben in DBF 7 im Jahr 1997 lässt sich rekonstruieren, dass **vor der Ersterfassung** auf sechs von zehn DBF mit Sicherheit Wald stockte. Bei DBF 2, 7 und 9 dürfte es sich um Altbestände gehandelt haben. In den DBF 1, 3, 10 stockten zumindest jüngere Bestände. Unsicher ist der Waldcharakter bei den DBF 4, 6 und 8. **Zum Zeitpunkt der Ersterfassung** lebten von ehemals insgesamt 353 *Picea abies*-Exemplaren noch 210. Von neun untersuchten DBF (ohne DBF 5) hatten drei DBF schon seit längeren keinen Waldcharakter (siehe vorn: 4, 6, 8), drei DBF hatten ihn bewahrt (1, 2, 10) und drei DBF hatten ihn gerade verloren (3, 7, 9).

Anhand der vorkommenden AG (siehe Kap. 4.1.1) lässt sich die Artenstruktur der DBF vegetationskundlich wie folgt einordnen (Anlage B 4.4-3; VT teilweise nur potenziell, da Bestockung fehlt; gekennzeichnet mit eckigen Klammern):

- VT 3d – Moosbeer-Drahtschmielen-Moorwald: 3, 10
- VT 5b – Wollgras-Wollreitgras-Feuchtwald: 1, 2, [4], 6, [7], 9
- Übergang von VT 3d/5b: [5, 8]

Die Standorte waren anhand der Vegetation als räumlich differenziert, oligo- (VT 3d) bzw. mesotroph (VT 5b) einzuschätzen sowie feucht bis nass. Alle dokumentierten Bereiche waren waldfähig.

Bodenvegetation in den Dauerquadraten

In den 21 DQ zählten 1989 *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis villosa*, *Molinia caerulea* und *Eriophorum vaginatum* zu den häufigsten Arten (mittlere Frequenz: 25, 32, 39, 13, 23; Zahl der Vorkommen in DQ, mittlere Deckung siehe Tab. 4.4-3, S. 105). Moortypische Nässezeiger wie *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum angustifolium* oder *Carex canescens* waren dagegen deutlich seltener (mittlere Frequenz von 7 %, 3 %, 2 %). Die Gesamtheit der DQ spiegelt damit die Übergangslage zwischen ombrotrophen Regenmoor und minerotrophen Moorrandbereichen in charakteristischer Weise wider.

4.4.1.2 Entwicklung zwischen 1989 und 1997

Bestockung der Dauerbeobachtungsflächen

Der Prozess der Auflichtung hat sich weiter fortgesetzt. Im Winter 1996/96 traten starke Immissionsschäden auf, die mit Frostschäden gekoppelt waren (SMUL 1996; Kap. 2.4). Von ehemals sechs Flächen hatten 1997 nur noch zwei Flächen einen Waldcharakter (1989: 3; vgl. Tab. 4.4-2). *Pinus rotundata* wurde von diesem Schadereignis wenig betroffen, umso mehr jedoch *Picea abies*.

Tab. 4.4-2: Veränderung der Bestockung in den Dauerbeobachtungsflächen der Kriegswiese zwischen 1989 und 1997

Dauerbeobachtungsfläche	10	3	5	8	9	4	7	6	1	2
Vegetationstyp nach Wendel (Kap.4.1)*	3d	3d	3d/5b	3d/5b	5b	5b	5b	5b	5b	5b
Dokumentation 1997										
kartografische Dokumentation	ja	ja	nein	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Deckungsgrad Baum- und Strauchschicht (%)	50	25	k.A.	0,5	10	0,1	2	0,5	66	25
Anzahl: <i>Picea abies</i>	23	22	k.A.	3	45	1	8	2	31	13
Vorkommen / Anzahl: <i>Pinus rotundata</i>	2	0	k.A.	3	2	0	0	0	0	0
Frostschäden	stark	stark	k.A.	k.A.	ja	stark	k.A.	ja	stark	stark
Vorkommen / Anzahl: <i>Sorbus aucuparia</i>	j	0	k.A.	0	22	0	0	53	0	0
Verbiß: <i>Sorbus aucuparia</i>	k.A.	0	k.A.	0	stark	0	0	stark	0	0
Stehendes Totholz vorhanden / dokumentiert (n)	22	34	k.A.	nein	16	j	0	n	14	110
Stubben vorhanden / dokumentiert (n)	nein	k.A.	k.A.	ja	ja	k.A.	15	k.A.	k.A.	ja
Nachweis ehemaliger Kultur	nein	nein	k.A.	nein	nein	nein	nein	k.A.	nein	ja
Nachweis ehemaliger Altbestand	nein	nein	k.A.	nein	ja	nein	ja	k.A.	nein	ja
Änderung des Bestandes seit 1989										
Verlust an Individuen (%): <i>Picea abies</i>	47	39	k.A.	k.A.	6	k.A.	k.A.	0	23	68
Deckungsgradverlust (%): <i>Pinus rotundata</i>	0	0	k.A.	0	0	0	0	0	0	0
Deckungsgradabnahme Baum- und Strauchschicht (%)	50	33	k.A.	k.A.	0	98	33	-2	69	96
DBF mit Waldcharakter 1997	ja	nein	k.A.	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein

k.A. - keine Angaben

* Angaben aus VA abgeleitet

(Datenbasis: BOHNSACK 1991, SCHÖNWEIB et al. 1999)

Von 210 Individuen starben 62 ab, alle Baumteile und Bestandesschichten oberhalb der winterlichen Schneedecke waren betroffen. Die stärksten Individuenverluste an *Picea abies* haben die DBF 2 und 10 (68 %, 47 %), wobei DBF 10 weniger betroffen ist, da *Pinus rotun-*

data hier den Hauptbestand bildet. *Pinus rotundata* erlitt keine Individuen- oder Deckungsgradverluste. In allen DBF starben bis 1997 – verglichen mit der Zeit vor 1989 – über 50 % der Individuen von *Picea abies* ab.

Bodenvegetation der Dauerquadrate

Die Artenstruktur der DQ insgesamt hat sich seit 1989 nicht grundlegend verändert. *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis villosa* und *Eriophorum vaginatum* gehören weiterhin zu den prägenden Arten (vgl. Tab. 4.4-3). Werden die Arten einzeln analysiert, zeigt sich, dass die Werte der Präsenz, Dominanz und Frequenz in den DQ vielfach nicht in gleichem Maß veränderlich sind, selten verhalten sie sich sogar gegensätzlich. Im Falle von *Galium saxatile* sinken Dominanz und Frequenz ähnlich ab ($\Delta\Sigma D$: -48 %, $\Delta\Sigma Fr$: auf -43 %). Die Art verschwindet in einem DQ.

Tab. 4.4-3: Veränderung der Artenstruktur in den Dauerquadraten der Kriegswiese zwischen 1989 und 1997

Art / Artengruppe	Präsenz in den DQ					Dominanz und Frequenz in den DQ									
	1989	1997	Veränderung 89 / 97			1989				1997		Änderung 89 / 97			
	ΣDQ_E	ΣDQ_N	DQ_{in}	DQ_{ex}	$\Delta\Sigma DQ$	mD_E	mFr_E	ΣD_E	ΣFr_E	ΣD_N	ΣFr_N	$\Delta\Sigma D$		$\Delta\Sigma Fr$	
	n	n	n	n	n	dm ²	n	dm ²	n	dm ²	n	dm ²	%	n	%
- AG1.2 Artengruppe nasser, oligotropher Standorte, lichtbedürftig															
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	5	3	0	2	-2	0,4	6,7	8	141	5	115	-3	-38	-26	-18
<i>Eriophorum vaginatum</i>	9	11	2	0	+2	18,1	23,2	381	488	344	648	-37	-10	+160	+32
- AG1.3 Artengruppe mäßig nasser, oligotropher Standorte															
<i>Vaccinium uliginosum</i>	6	5	0	1	-1	3,0	10,3	63	217	81	260	+18	+29	+43	+20
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	8	9	3	2	+1	4,7	9,6	98	202	40	193	-58	-59	-9	-4
<i>Calluna vulgaris</i>	6	6	1	1	0	6,5	10,0	136	211	125	256	-10	-7,7	+45	+21
<i>Melampyrum pratense</i>	2	3	2	1	+1	0,0	0,3	1	6	2	18	+1	+296	+12	+200
ssp. paludosum															
- AG1.4 Artengruppe nasser, mesotroph-saurer Standorte															
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2	4	2	0	+2	1,9	3,2	40	68	28	175	-13	-31	+107	+157
<i>Carex canescens</i>	1	3	2	0	+2	0,7	1,7	15	35	21	71	+6	+41	+36	+103
<i>Carex rostrata</i>	0	1	1	0	+1	0,0	0,0	0	0	5	19	+5	∞	+19	∞
<i>Molinia caerulea</i>	6	10	4	0	+4	8,4	13,1	177	275	152	410	-26	-14	+135	+49
<i>Molinia abgestorben</i>	1	1	0	0	0	0,5	0,5	10	10	35	35	+25	+250	+25	+250
- AG2.2 Artengruppe mit weiter ökologischer Amplitude															
<i>Vaccinium myrtillus</i>	15	13	1	3	-2	9,7	25,2	204	529	107	392	-97	-47	-137	-26
- AG2.3 Artengruppe frischer Standorte															
<i>Galium saxatile</i>	7	6	0	1	-1	1,6	13,0	33	274	17	157	-16	-48	-117	-43
<i>Deschampsia flexuosa</i>	14	11	0	3	-3	9,5	32,3	199	679	171	558	-28	-14	-121	-18
- AG4.1 Artengruppe feuchter, saurer Standorte															
<i>Calamagrostis villosa</i>	13	11	0	2	-2	26,8	39,5	563	830	459	688	-104	-18	-142	-17
<i>Calamagrostis abgestorben</i>	6	1	0	5	-5	3,0	3,1	63	65	30	30	-33	-52	-35	-54
<i>Dryopteris dilatata</i>	1	0	0	1	-1	0,0	0,0	<1	1	0	0	0	-100	-1	-100
<i>Trientalis europaea</i>	1	1	0	0	0	0,1	2,2	2	47	5	32	+3	+150	-15	-32
- sonstige Arten															
<i>Epilobium angustifolium</i>	1	0	0	1	-1	0,1	0,8	2	17	0	0	-2	-100	-17	-100
<i>Nardus stricta</i>	1	1	0	0	0	0,2	0,2	4	4	5	12	+1	+25	+8	+200
<i>Sphagnum spec.</i>	13	12	2	3	-1	3,2	11,8	68	248	175	330	+107	+158	+82	+33

DQ – Dauerquadrat D – Dominanz Fr – Frequenz m – Mittel ex – Artenverlust in DQ
in – Artetablierung E – Ersterfassung N – Nachfolgeerfassung Σ – Summe
(Datenbasis: BOHNSACK 1991, SCHÖNWEIB et al. 1999)

Bei *Vaccinium vitis-idaea* sinkt die Dominanz stärker als die Frequenz ($\Delta\Sigma D$: -59 %, $\Delta\Sigma Fr$: -4 %). Die Art kommt in drei Flächen neu vor (DQ_{in}) und verschwindet zugleich aus zwei Flächen (DQ_{ex}), so dass die Bilanzsumme nur leicht steigt ($\Delta\Sigma DQ$). Gegensätzlich ist die

Entwicklung bei *Vaccinium uliginosum*. Dominanz und Frequenz steigen leicht ($\Delta\Sigma D$: +29 %, $\Delta\Sigma Fr$: +20 %), die Art ist allerdings in einem DQ weniger vertreten.

Im Folgenden werden aufgrund dieses teils gegensätzlichen Verhaltens verschiedener Parameter einer Art nur **gleichgerichtete Entwicklungen aller Parameter als eindeutiger Trend** (Dominanz, Frequenz, Vorkommen in DQ) gewertet. Eine Analyse nach Artengruppen ergibt folgende Aussagen:

- Ein zunehmender Trend ist in der Artengruppe nasser, mesotroph-saurer Zwischenmoore zu verzeichnen (AG 1.4). So tritt *Carex rostrata* erstmalig in den DQ auf, *C. canescens* nimmt stark zu ($\Delta\Sigma D$: +41 %, $\Delta\Sigma Fr$: +103 %, ΔDQ : +2). Kein Trend ist bei *Molinia caerulea* festzustellen. Während die Dominanz abnimmt, steigt die Frequenz. Eine räumliche Ausbreitung belegt in jedem Falle die Neubesiedlung von vier DQ.
- *Vaccinium oxycoccos* als Vertreter der Artengruppe nasser, oligotropher Moore (AG 1.2) hat nach allen Parametern (ΔDQ , $\Delta\Sigma D$, $\Delta\Sigma Fr$) einen eindeutig abnehmenden Trend. Bei *Eriophorum vaginatum* findet keine eindeutige Veränderung statt.
- In der Artengruppe mäßig nasser, oligotropher Moore (AG 1.3) gibt es keinen eindeutigen Trend, der alle Parameter erfasst. Zumindest *Melampyrum pratense* nimmt mengenmäßig stark zu.
- Am markantesten sind die Veränderungen in den AG vergleichsweise trockner Standorte (AG 2.3, 4.1). Viele der Arten nehmen nach allen Parametern eindeutig ab. Dies betrifft *Galium saxatile* ($\Delta\Sigma D$: -49 %, $\Delta\Sigma Fr$: -43 %, ΔDQ : -1), *Deschampsia flexuosa* ($\Delta\Sigma D$: -14 %, $\Delta\Sigma Fr$: -18 %, ΔDQ : -3) und *Calamagrostis villosa* ($\Delta\Sigma D$: -18 %, ΔFr : -17 %, ΔDQ : -2). Vollständig verschwindet *Dryopteris dilatata*.

Aus dem Rückgang von Trockenheitszeigern einerseits und der Zunahme mesotraphenter Nässezeiger kann auf eine steigende Feuchte geschlossen werden.

Zeigerwertveränderungen

Über alle DQ hinweg verändern sich die mittleren gewichteten Zeigerwerte kaum (ΔgL , ΔgF , ΔgR , ΔgN ; maximale Differenz 0,1 Einheiten; Tab. 4.4-4).

Tab. 4.4-4: Veränderung der Zeigerwerte in den Dauerquadraten der Kriegswiese zwischen 1989 und 1997

Zeigerwert	VT 3d						VT 3b / 5b			VT 5b										Mittel aller DQ		
	3.1	3.2	3.3	10.1	10.2	10.3	8.1	8.2	8.3	1.1	1.2	1.3	7.1	7.2	7.3	9.1	9.2	9.3	6.1		6.2	6.3
ΔgL	-0,1	0,0	-0,3	0,3	0,0	-0,2	0,2	-0,1	-0,1	0,2	0,3	0,4	0,0	0,0	1,2	0,2	0,5	0,0	-0,2	0,1	0,7	0,1
ΔgF	-0,6	0,5	-0,7	-1,2	-0,3	-0,8	-0,3	0,0	-0,9	0,9	0,0	0,6	0,0	0,0	1,2	0,1	2,0	-0,5	0,8	0,0	0,8	0,1
ΔgR	0,0	0,3	0,0	-0,1	0,1	0,1	0,4	-0,3	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	-0,1	0,0	-0,5	0,0	0,2	0,0
ΔgN	-0,3	-0,2	0,2	-0,4	-0,2	0,0	0,1	0,1	-0,1	0,1	-0,1	0,2	0,0	-0,2	-0,5	-0,1	-0,2	-0,4	-0,9	-0,1	0,3	-0,1

L – Lichtzahl
g – gewichtet

F – Feuchtezahl
 Δ – Differenz 1989 / 1997

R – Reaktionszahl
(Datenbasis: BOHNSACK 1991, SCHÖNWEIB et al. 1999)

N – Stickstoffzahl

Im Gegensatz dazu sind die Veränderungen in einzelnen DQ teils beträchtlich (z. B. DQ 9.2: ΔgF +2,0) und innerhalb der Auswertegruppen (VT) heterogen. Z. B. sinkt die Feuchtezahl in

den DQ, die im Bereich von VT 3d sowie im Übergangsbereich VT 3d / 5b liegen, überwiegend (im Mittel -0,5 bzw. -0,4), während die Werte im Bereich VT 5b überwiegend steigen (im Mittel +0,4). Eine Analyse der Entwicklung im Kontext mit Raumbeziehungen erscheint deshalb sinnvoll. Auffällig ist aber auch, dass nahe beieinander liegende DQ eine scheinbar unterschiedliche Entwicklung vollziehen (DQ 3.1 – DQ 3.3: F-Zahl).

Raumbeziehungen

Die eindeutigen Veränderungen – lokale Zu- oder Abnahme der **Feuchte** (> 0,5 Einheiten) und Ausbreitung minerotropher Nässezeiger – werden in Abbildung 4.4-2 mit der hydro-morphologischen Struktur des Moorkörpers in Verbindung gesetzt.

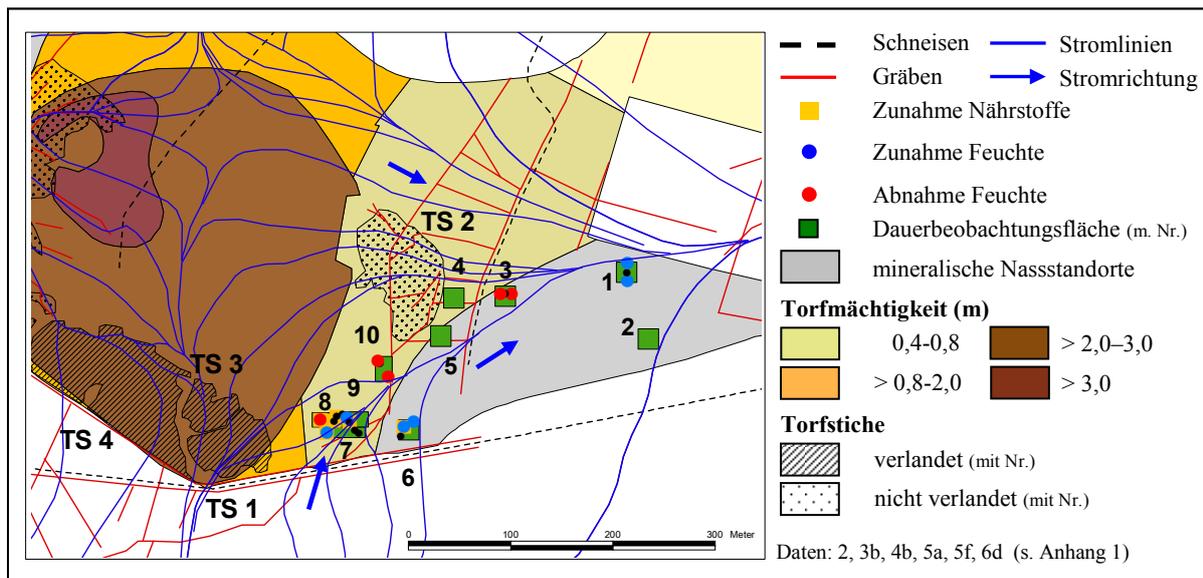


Abb. 4.4-2: Hydrographische Einbettung der Dauerquadrate und Entwicklung der gewichteten Feuchtezahl sowie minerotropher Arten in den Dauerquadraten zwischen 1989 und 1997 (Kriegswiese)

Besonders starke Zunahmen der Feuchte einzelner DQ sind in einem engen Bereich überwiegend nahe des Torfstiches 1 festzustellen (DQ 7.3, 9.2: +1,2, +2,0; Tab. 4.4-4). Hier konvergieren Stromlinien, das aus einem großen EZG stammende Wasser muss einen „Flaschenhals“ passieren und steht deshalb oberflächennah an. Am Südostrand befindliche DQ werden ebenfalls feuchter (DQ 6.1, 6.3: je +0,8) Ein am Nordwestrand gelegenes DQ weist eine sinkende Feuchte auf (DQ 8.3: -0,9). Eine ähnliche Situation mit konvergierenden Stromlinien existiert im Bereich der DQ 1.1 bis 1.3 und 3.1 bis 3.3. Während in den DQ 1.1 und 1.3 die Feuchte steigt, sinkt sie in den DQ 3.1 und 3.3. Die Situation der letztgenannten DQ zeichnet sich durch einen hangseitigen Graben sowie Torfstich 2 aus. Beide Strukturen entwässern das Moor im Anstrombereich. Beide DQ besitzen damit faktisch kein EZG – Veränderungen in Hangwasserzustrom können sich hier nicht auswirken. Eine weitere Feuchteabnahme findet in den DQ 10.1 und 10.3 statt (Moorgehölz), hier verlaufen die Stromlinien divergent, das EZG ist relativ klein und reicht nur bis zum Torfstich 1. In 10 m Abstand befindet sich abstromig Torfstich 2. Die Zunahme **minerotropher Nässezeiger** konzentriert sich auf den engen Raum der DQ 6 bis 9. Dass diese Zunahme sich nicht in

einem erhöhten N-Wert manifestiert, ist erklärlich: die nährstoffbedürftigeren Trockenheitszeiger gehen zurück.

Interpretation der Veränderungen in den Dauerquadraten

- Insgesamt zeigt sich eine kleinräumig differenzierte Entwicklung, die einen Bezug zu natürlichen hydromorphologischen Strukturelementen und zu anthropogenen Strukturen aufweist. Die Betrachtung des Mesoreliefs erklärt allerdings nicht, weshalb sich nahe beieinander liegende DQ verschieden entwickeln. Als Ursache kommen Veränderung des Mikroreliefs (z. B. durch Frosteinwirkung), lokaler Wasserströme (z. B. durch Etablierung oder Absterben von Bäumen, verändertes Mikrorelief) oder biotische Faktoren in Frage (alters- oder witterungsbedingte Populationsdynamik einzelner Arten und Individuen). Nur bei klaren Raumbezügen und starken Veränderungen können standörtlich bedingte Trends angenommen werden.
- Der ehemalige Laggbereich (DQ 7, 8, 9) wird zunehmend von zwischenmoortypischen Nässezeigern besiedelt (*Carex canescens*, *C. rostrata*, *Eriophorum angustifolium*). Auch die berechnete Feuchtezahl weist hier auf eine lokal starke Vernässung hin (DQ 7, 9). Dieser Bereich ist nach Westen unmittelbar an das EZG angebunden und wird durch entwässernde Gräben bzw. Torfstiche nicht bzw. kaum beeinträchtigt. Das frühzeitige Absterben der Bestände vor 1989 macht es wenig wahrscheinlich, dass die Veränderung des Baumbestandes (z. B. fehlende Transpiration) die Vernässung verursacht. Die Stromlinien lassen indes vermuten, dass eine Erhöhung des Grundwasserspiegels im Torfstich 1 (siehe Kap. 4.4.1.1) einen verstärkten Wasserabstrom nach Osten über das ehemalige Lagg bewirkt.
- Die im östlichen Laggteil nachweisbare Vernässung (DQ 1) ist eine lokale Erscheinung. Sie hat aufgrund hangseitiger Gräben kein Bezug zum Torfstich 1 und ist auch nicht so prägnant (Fehlen minerotraphenter Nässezeiger).
- Durch Gräben und Torfstich 2 werden andere Bereiche entwässert bzw. von ihrem EZG abgeschnitten. Die Verlandung des Torfstiches 1 kann sich hier nicht auswirken. DQ 3 wird trotz Lage im Lagg trockener.
- Die Nähe des Torfstiches 2 könnte in den DQ 10 zu einer fortschreitenden Austrocknung (möglicherweise durch Oberflächensackungen) führen. Allerdings ist auch in den DQ 8 eine sinkende Feuchte festzustellen. Die DQ 8 und 10 befinden sich in angrenzenden Stromsektoren. Damit kommen auch hangseitige Veränderungen als Ursache in Betracht.

Anzeichen von Revitalisierungsmaßnahmen waren im untersuchten Moorteil nicht anzutreffen. Die Vernässung des torfstichnahen Laggteils (DQ 7, 9) mit der starken Ausbreitung von minerotraphenten Nässezeigern in dem kurzen Zeitraum von acht Jahren kann als **Folge einer torfstichinduzierten Regeneration** gedeutet werden. Dass die Vernässung bereits auf das Umfeld des Torfstiches übergreift, belegen im Weiteren Beobachtungen von ZINKE (1995, gehölzarme „instabile“ Bereiche) und aktuelle Regenerationsmerkmale (teilflächiges Absterben von *Pinus rotundata* + Nässegradient in den nördlich angrenzenden Moorgehölzen; vgl. „Kriegswiese“ in Kap. 4.3.4).

4.4.2 Sukzessionsprozesse in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide

Datengrundlage

Der Zustand des Moores in den 1950er Jahren wurde von GLÄSER (1959) mit **41 VA** dokumentiert (M 1-M 41). Sie sind nicht vermarktet, aber mittels eines dichten Grabensystems näherungsweise lokalisierbar. Wiederholungsaufnahme und Auswertung wurden 1989/90 vom Autor vorgenommen (WENDEL 1992). Die dabei gewonnenen Ergebnisse sollen in knapper Form dargestellt und neu interpretiert werden.

Die Anlage von **neun DBF und 29 DQ** im Jahr 1991 diente der Ergänzung der Dauerflächenanlage. Eine kontinuierliche Datenreihe seit 1959 ergibt sich für die DBF 31 und 41. Wiederholungsaufnahmen erfolgten 1997 (STAGNETH et al. 1999) und 2004 (WENDEL). Die Dokumentation der DBF und DQ umfasste schematisierte Draufsichten und eine Schätzung der Artmächtigkeit (Moose nicht berücksichtigt) in den DQ. Eine erste Analyse liegt von STAGNETH et al. (1999) vor. Im Rahmen vorliegender Arbeit wurden die erhobenen Daten ergänzt und neu analysiert (vgl. Kap. 4.4.1). Die Stromlinien wurden für das Moor sowie für die nähere Umgebung aus vorliegenden Arbeiten übernommen (EDOM & KEBLER 2006; im Umfeld der DQ präzisiert) und für das südliche EZG aus der TK10 abgeleitet.

4.4.2.1 Analyse der Ausgangslage

Böden, hydromorphologische Einbettung der Probeflächen, anthropogene Störungen

Die Mehrzahl der PF_{VA} und alle DBF befinden sich in der Mothhäuser Haide (n=36), einige PF_{VA} in der Bärenlochhaide (M 16, 24, 28) und im unvernässten Umfeld (M36, 37). Die PF_{VA} und DBF der Mothhäuser Haide verteilen sich insgesamt relativ gleichmäßig über den Moorkörper (Abb. 4.4-3). Überwiegend die PF_{VA} und DBF nehmen Torfe > 0,8 m ein. Mächtigkeiten bis zu 8 m werden erreicht. Die PF_{VA} / DBF sind den Standortseinheiten wie folgt zugeordnet (Näheres zu den DBF und DQ siehe Anlage B 4.4-4 bis 4.4-7, VA in GLÄSER 1959 und WENDEL 1992):

- Reitzenhainer Moor, sumpfig, Torf > 0,8 m (OA2): M 1-15, 17-22, 27-30, 34, 35, 40, 41, DBF 41, 45, 49, 61, 64, 65,
- Reitzenhainer Moor, nass (OZ3): M 16, 31, 32, 33, DBF 31,
- Herrnhaiders Staugleymoos, nass, Torf 0,4-0,8 m (OZ3z): M 23, 25, 26, 38, DBF 63,
- Satzunger Gestein-Moorstaugley, Humus bzw. Torf 0,2-0,4 m (NZ1z): M 24,
- Forchheimer Gneis-Anmoorstaugley (NM1z): M 39, DBF 62,
- Pfaffrodaer Gneis-Braunerde (TM1): M 36, 37.

Der Stromlinienverlauf zeigt, dass sich die PF_{VA} und DBF in verschiedenen Stromsektoren befinden, die folglich ein individuelles Wasserregime haben und damit eine eigenständige Entwicklung vollziehen können. Die Stromsektoren, in denen sich die PF_{VA} / DBF befinden, orientieren sich nach Osten (Wellnerbach, Hirschbornbach) und Westen (Nasse Brückenbach, Mothhäuser Bach).

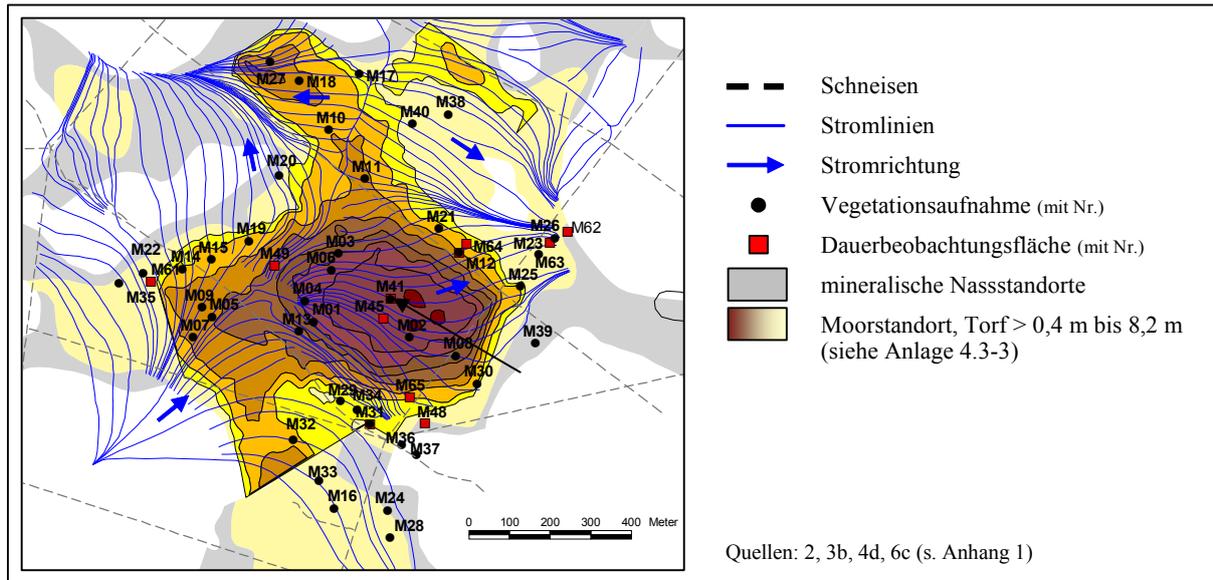


Abb. 4.4-3: Torfmächtigkeiten und hydrographische Einbettung der Probeflächen (PF_{VA}, DBF) in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide

Der Stromlinienverlauf ist meist divergent, nur im Umfeld der PF_{VA} M 25, 26, 27 und der DBF 62, 63 führt eine Konvergenz zur Konzentration des Wasserstromes. Aktuelle Lagg- oder Flachrüllenkonstellationen wie in der Kriegswiese sind im Bereich der PF_{VA} / DBF sind nur andeutungsweise zu erkennen (M 29 + M 34 + M 31/DBF31). Die maximale Fließdistanz im Moor ist mit 1.100 m sehr groß (südliches EZG bis M 26 am Wellnerbach). Gleiches gilt für die Entfernung zwischen Einzelflächen (M 13 bis 30: 500 m). Die Dauerflächen lassen sich nach ihrer gemeinsamen Lage in separaten Stromsektoren gruppieren („kohärente Auswertegruppen“):

- Gruppe 1: DBF 61 → M 22 (50 m) zum Nasse Brückenbach
- Gruppe 2: M 7 → M 5 und M 9 → M 15 und M 19 (300 m) zum Mothhäuser Bach
- Gruppe 3: M 17 → M 18 (150 m) dgl.
- Gruppe 4: M 4 → DBF 45 → M 2 → M 8 (400 m) zum Wellnerbach
- Gruppe 5: M 4 → M 41 / DBF 41 (200 m) dgl.
- Gruppe 6: M 12 → DBF 64 → DBF 63 → M 23 → M 26 (200 m) dgl.
- Gruppe 7: M 29 → M 34 → M 31 / DBF 31 (100 m) dgl..

Die maximale Stromlänge zwischen den beiden äußeren Dauerflächen einer Gruppe beträgt hier 400 m. Die Analyse nach Abstrombereichen unterstellt eine hydraulische Durchgängigkeit, die nur existiert, wenn keine Gräben vorhanden oder wenn die Gräben verlandet sind. Das dichte Grabennetz und die als Wasserbarriere wirkende Görkauer Straße unterbrechen die Durchgängigkeit und engen die kohärenten Auswertegruppen ein. In Teilbereichen kann unterstellt werden, dass eine Durchgängigkeit infolge abgeschlossener Grabenverlandung besteht (Abb. 4.4-4):

- Gruppe 4: M 4 → DBF 45 → M 2 → M 8
- Gruppe 5: M 4 → M 41 / DBF 41 (hydraulische Durchgängigkeit möglicherweise durch nordwestlich gelegenen Hauptgraben gestört, Kap. 4.3.5)

- Gruppe 6: M 12 → DBF 64
- Gruppe 7: M 34 → M 31 / DBF 31.

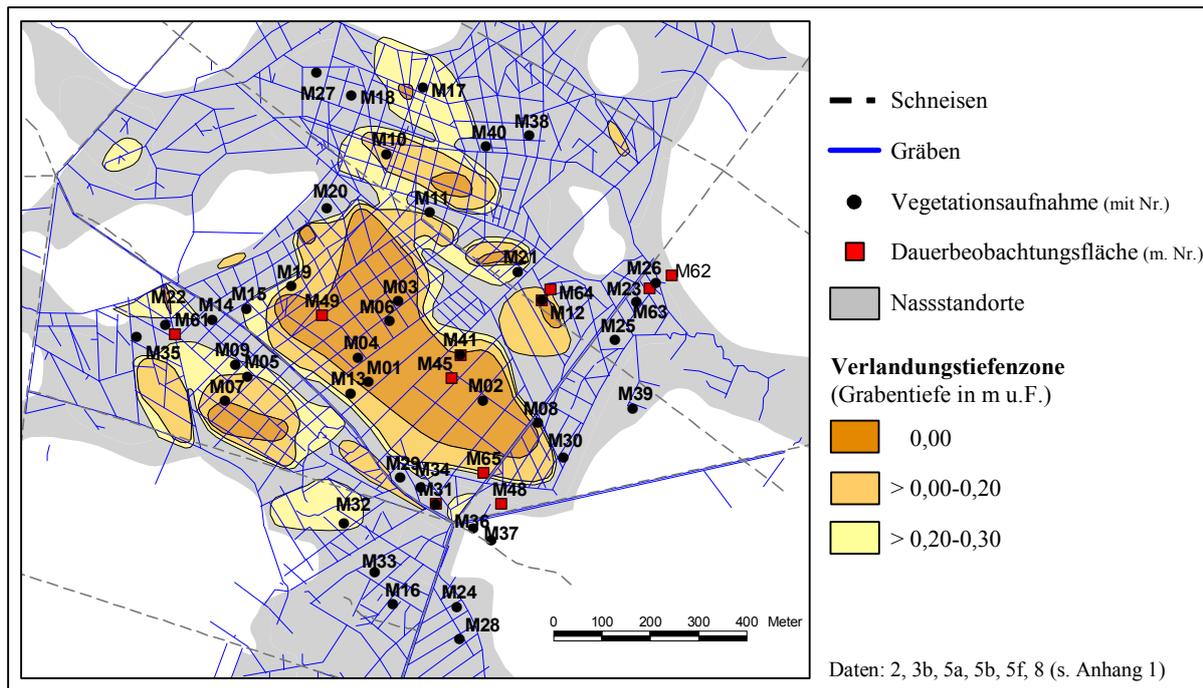


Abb. 4.4-4: Lage und Zustand der Entwässerungsgräben im Umfeld der Probeflächen (PF_{VA}, DBF) in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide

Aufgrund aktiver Gräben besteht keine Kohärenz für die Dauerflächen der Gruppen 1 bis 3. In den Gruppen 4 bis 7 liegen die Dauerflächen DBF 63, M 26, M 29 außerhalb des Kohärenzbereiches, so dass letztlich nur zehn von über 40 Dauerflächen eine Kohärenz aufweisen und die hydraulisch kohärenten Auswertegruppen selbst sehr klein sind. Die kohärenten Auswertegruppen repräsentieren den Hauptmoorkörper mit dem Zentralbereich (Gruppe 4, 5), Randbereich (Gruppe 6) und Lagg (Gruppe 7). Weiterhin muss festgehalten werden, dass selbst Dauerflächen, in deren unmittelbarem Umfeld Gräben verlandet sind, durch Gräben im EZG beeinflusst werden. So beträgt die Stromlänge vom hangseitig intakten Graben bis zur PF_{VA} M 13 nur 47 m, sie könnte ausgehend von der Görkauer Straße aber doppelt so lang sein.

Der alte Torfstich beeinträchtigt das Dauerflächensystem nicht, da letzteres durch die Görkauer Straße abgeschirmt wird (M 24, 29). Allerdings hat der Torfstich über Jahrhunderte hinweg eine weiträumige Störung der hydromorphologischen Struktur und damit eine grundsätzliche Veränderung des Stromlinienmusters bewirkt (EDOM & KEBLER 2006).

Bestockung und Bodenvegetation der Probeflächen (PF_{VA}, DBF) bei der Erstaufnahme

Waldfrei war 1959 nur die PF_{VA} M 41 (später DBF 41) im nordöstlichen Moormächtigkeitszentrum der Mothhäuser Haide (Abb. 4.4-3, schwarzer Pfeil). Krummholzgebüsche mit *Pinus rotundata* wurden von M 1 bis 3 repräsentiert, Mischbestände aus *Pinus rotundata* grex *arbores* und *Picea abies* von M 4 bis 14 und Reinbestände aus *Picea abies* von M 15 bis 40 (darunter später DBF 31). Die Baumschicht im Moor erreichte mäßige Deckungsgrade um 50 %.

Die Bodenvegetation war in den moorrinneren Bereichen (PF_{VA} M 2-22) reich an Zwergsträuchern (dominant: *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*) und Moosen (dominant: *Sphagnum capillifolium*, *Pleurozium schreberi*, *Dicranum scoparium*). Der Beerstrauchreichtum ist als Zeichen einer im Vergleich zu wachsenden Mooren geringen Feuchte des Moores zu interpretieren. Nur die inneren Bereiche (M 41, 1-14) enthielten zusätzlich *V. uliginosum*, *V. oxycoccos* und *Eriophorum vaginatum*. Bemerkenswert war das Vorkommen von *Andromeda polifolia* und *Carex pauciflora* im waldfreien nordöstlichen Moormächtigkeitszentrum (M 41). *Sphagnum magellanicum* und *S. rubellum* (Art damals möglicherweise zu *S. capillifolium* gestellt) kamen in keiner einzigen PF_{VA} vor. In den mineralbodennahen Teilen gelangten *Molinia caerulea*, *Deschampsia flexuosa* oder *Calamagrostis villosa* zur Vorherrschaft. Auffällig ist die hohe Stetigkeit der mooruntypischen Art *Epilobium angustifolium* in den Moorrandbereichen (M 14-M 34).

Die 1991 neu eingerichteten **DBF** repräsentieren Reinbestände aus *Picea abies* (DBF 63, 64), Mischbestände aus *Picea abies*, *Fagus sylvatica*, *Abies alba*, *Sorbus aucuparia* und *Acer pseudoplatanus* (DBF 62) bzw. aus *Pinus rotundata* grex *arborea* und *Picea abies* (DBF 45, 61) sowie einen fast waldfreien Versumpfungsbereich (DBF 49). Letzterer enthielt viele entrindete und damit seit längerem tote Exemplare von *Pinus rotundata* (beide Wuchsformen). Deckungsgrade der Baumschicht $\geq 40\%$ wurden nur in der auf mineralischen Nassstandorten gelegenen DBF 62 erreicht (Tab. 4.4-5). Keine oder nur eine sehr lichte Baumschicht hatten die DBF 31, 41, 45, 49, 61, 65 (D° je $< 15\%$). Eine prägende Strauchschicht aus *Pinus rotundata* wiesen die DBF 41 und 45 auf. Durch vergleichsweise hohe Individuendichten von > 2.000 Exemplaren/ha fallen die DBF 31, 41, 45, 63 bis 65 auf. In DBF 61 kreuzen mehrere breite Gräben. Sie bietet damit wenig Wuchsraum für Bäume. Bei DBF 62 handelt es sich um einen individuenarmen Altbestand. DBF 49 war sehr licht und enthielt neben 16 lebenden Exemplaren zahlreiche tote. In den DBF 31 und 61 bis 65 konnten insgesamt 64 kleine und große Stubbenreste mit Schnittflächen gefunden werden, ein Beleg für forstliche Maßnahmen auch nach Festsetzung des NSG 1915 bzw. des Totalreservates 1961 (vgl. WENDEL & OPPERMAN 2010). DBF 31 liegt an der Görkauer Straße, alle anderen DBF nahe dem Reitsteig. Am stärksten betroffen ist die DBF 31 mit 21 Stubben. Gemessen am noch lebenden Altbestand (7 Exemplare) wurden hier etwa $\frac{3}{4}$ des ursprünglichen Bestandes entnommen. Das Fehlen jeglichen Totholzes belegt vollständige Baumentnahmen. Gering zersetzte Fällkeile in den DBF 31 und 63 lassen auf Eingriffe kurz vor 1991 schließen. Einen weiteren Rückschluss auf Veränderungen vor 1991 erlaubt der Anteil des Totholzes am Gesamtbestand: geringe Anteile von weniger als 20 % weisen die DBF 31, 41, 45, 63 bis 65 auf, hohe DBF 49 (75 %) und DBF 61 (36 %). Der Anteil der Stubben an der Gesamtzahl toter Bäume zeigt die Wirkung forstlicher Eingriffe. Er liegt in allen beeinflussten Beständen (DBF 31, 61 bis 65) über 60 % und erreicht in DBF 31 mit 100 % ein Maximum (Tab. 4.4-5, drittletzte Zeile). In den letzten Jahrzehnten blieben damit nur die *Pinus rotundata*-geprägten DBF 41 und 45 einer ungestörten Sukzession überlassen.

Tab. 4.4-5: Zustand und Wandel der Bestockung in den Dauerbeobachtungsflächen von Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide bis 1991

Dauerbeobachtungsfläche	49	41	45	65	64	61	63	31	62
Fläche der DBF (m²)	400	420	400	400	400	320	280	400	400
Deckungsgrade									
Baumschicht (%)	0	4	4	6	20	8	30	15	40
Strauchschicht (%)	3	29	29	2	6	4	5	6	0,7
Individuenzahlen (n)									
BS									
lebend									
<i>Pinus rotundata</i> grex <i>aborea</i>	0	14	17	7	0	0	0	0	0
<i>Picea abies</i>	0	0	0	3	19	8	31	7	12
<i>Abies alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Fagus sylvatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
tot									
<i>Pinus rotundata</i> grex <i>aborea</i>	15	1	0	1	2	0	0	0	0
<i>Picea abies</i>	0	0	0	2	1	3	1	0	0
<i>Abies alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Stubben	0	0	0	11	9	6	8	21	9
StS									
lebend									
<i>Pinus rotundata</i> grex <i>aborea</i>	0	30	9	1	0	0	0	0	0
<i>Pinus rotundata</i> grex <i>prostrata</i>	15	43	82	12	8	1	0	0	6
<i>Picea abies</i>	1	1	42	53	83	19	51	28	2
<i>Betula pubescens</i>	0	1	0	24	5	0	0	2	0
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	0	0	8	2	0	0	48	9
tot									
<i>Pinus rotundata</i> grex <i>aborea</i>	14	0	7	5	0	0	0	0	2
<i>Pinus rotundata</i> grex <i>prostrata</i>	18	1	12	0	0	0	0	0	0
<i>Picea abies</i>	1	1	0	4	5	13	0	0	6
Bilanz (n)									
lebende Bäume (BS + StS)	16	89	150	108	117	28	82	85	37
tote Bäume (BS + StS)	48	3	19	12	8	16	1	0	10
Gesamtzahl der Individuen	64	92	169	120	125	44	83	85	47
Anteil toter Individuen an der Gesamtzahl (%)	75	3	11	10	6	36	1	0	21
lebende Bäume (BS)									
lebende Bäume (BS)	0	14	17	10	19	8	31	7	20
tote Bäume (BS)	15	1	0	3	3	3	1	0	2
Stubben	0	0	0	11	9	6	8	21	9
Gesamtzahl der Individuen (BS)	15	15	17	24	31	17	40	28	31
Anteil toter Individuen (BS + Stubben) an der Gesamtzahl (%)	100	7	0	58	39	53	23	75	35
Anteil von Stubben an der Zahl toter Individuen (%)	0	0	-	79	75	67	89	100	82
Individuendichte (n/ha)	400	2119	3750	2700	2925	875	2929	2125	925

BS – Baumschicht

StS – Strauchschicht

DBF – Dauerbeobachtungsfläche

(Datenbasis: WENDEL 1992, STAGNETH et al. 1999)

In der Bodenvegetation stellte sich der Gradient von Moorinneren zum Mooräußeren des Jahres 1991 ähnlich dar wie 1959. DBF 49 ist eine Ausnahmerecheinung, Torfmoosreichtum, Hervortreten von *Eriophorum vaginatum* und Zurücktreten von *Vaccinium myrtillus* belegen eine überdurchschnittliche und sichtlich baumfeindliche Nässe.

Anhand der vorkommenden AG (siehe Kap. 4.1.1) lassen sich die PF_{VA} für 1959 und die DBF für 1991 vegetationskundlich wie folgt zuordnen:

- VT 2a Bunttorfmoos-Gesellschaft: M 41, DBF 41
- VT 2b Scheidenwollgras-Spießtorfmoos-Gesellschaft: DBF 49
- VT 3a Rosmarinheide-Moorgehölz: M 1, 2, 3
- VT 3c Moosbeer-Moorwald: M 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, DBF 45, [65]
- VT 3e Trunkelbeer-Moorwald: M 12, 13
- VT 3f Preißeelbeer-Moorwald: M 14, 15, 16, 17, 18, 21, 22, DBF 64
- VT 5c Grauseggen-Wollreitgras-Feuchtwald: DBF 31
- VT 5e Torfmoos-Wollreitgras-Feuchtwald: M 19, 20, 24, 25, 27, 28, 29, 30, 32, 34, 35, 38, 39, 40, DBF 63
- VT 5f trennartenloser Wollreitgras-Feuchtwald: M 23, 26, 31, 33.

Potenzielle bzw. aktuelle Standorte von Beständen, die dem *Calamagrostio villosae*-Fagetum zugerechnet werden können, sind die PF_{VA} M 36, 37 und die DBF 62. DBF 61 repräsentiert einen stark von Gräben durchschnittenen Moorkörper und die dortige Grabenverlandung. Die DBF ist keinem VT sinnvoll zuzuordnen. Das Dauerflächensystem von Mothhäuser- und Bärenlochhaide spiegelt letztlich ein breites Spektrum an Vegetationstypen wider. Es dominieren mäßig nasse Moorstandorte (VT 3e, f und 5e, f). Mit je 50 % sind oligotrophe (VTG 2, 3) und mesotrophe Bereiche (VTG 5) ausgewogen vertreten.

4.4.2.2 Entwicklung zwischen 1959 und 1991

Die Untersuchungen von WENDEL (1992) zeigten, dass die Vegetation in der Gesamtheit aller 41 PF_{VA} keine einheitliche Entwicklung vollzog. Weder hydromorphologisch noch vegetationskundlich ließen sich Gruppen mit absolut gleichem Trend herausarbeiten. Es zeigten sich jedoch räumlich differenzierte Veränderungen der Parameter Feuchte und Nährstoffversorgung, indiziert über die F-, N- und R-Zahl.

Bestockung der Probestellen (PF_{VA})

Als eine Veränderung des Deckungsgrades wird im Folgenden eine Ab- oder Zunahme um 33 % in Relation zum Ausgangszustand gewertet. Die Baumschicht hat sich zwischen 1959 und 1991 in fast allen PF_{VA} stark verändert (Tab. 4.4-6). Im Mittel ist der Deckungsgrad um zwei Drittel des ursprünglichen Wertes abgesunken, wobei die dem nordöstlichen Moormächtigkeitszentrum nahen, oligotraphenten VT deutlich stärker betroffen sind (3a-3f: -72 % bis -90 %) als die mesotraphenten VT der Randbereiche (5e, 5f: -58 %, -43 %). Im Moormächtigkeitszentrum entwickelt sich entgegen dem Trend eine neue Baumschicht (VT 2a). Keine Veränderung ist auf unvernässten Standorten zu verzeichnen (potenziell *Calamagrostio villosae*-Fagetum – Cfag). Die Strauchschicht ist insgesamt unverändert, etabliert sich in den PF_{VA} einiger VT aber neu (2a, 3a, 3e, 5f, Cfag). Von den Deckungsgradverlusten sind *Picea abies* und *Pinus rotundata* grex *arborea* gleichermaßen betroffen. Erstgenannte Art tritt im Moorrinneren geringfügig häufiger auf, letztere im Mooräußeren (WENDEL 1992).

Tab. 4.4-6: Veränderung der Schicht-Deckungsgrade zwischen 1959 und 1991 in Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide

Zahl der VA→ Jahr→	Vegetationstyp																	
	2a 1		3a 3		3c 8		3e 2		3f 7		5e 14		5f 4		Cfag 2		Gesamt 41	
	59	91	59	91	59	91	59	91	59	91	59	91	59	91	59	91	59	91
mittlere Deckungsgrade in %																		
Baumschicht	0	28	62	6	52	14	99	28	59	11	58	24	63	36	62	73	59	22
Strauchschicht	0	5	6	15	18	6	19	39	11	11	7	7	0	5	0	1	9	9
Krautschicht	99	90	41	77	86	84	89	65	67	94	72	88	81	59	89	63	75	82
Moosschicht	99	70	64	47	71	45	80	35	39	29	20	11	4	9	12	1	39	25
Veränderung der mittleren Deckungsgrade (%) in Relation zu 1959																		
Baumschicht		∞		-90		-73		-72		-81		-58		-43		+17		-62
Strauchschicht		∞		+132		-67		+108		+3		0		∞		∞		0
Krautschicht		-9		+88		-2		-27		+40		+22		-28		-30		+10
Moosschicht		-29		+53		-27		-56		-27		-48		+119		-92		-36

Cfag – Fichtenforsten auf Standorten des Calamagrostio villosae-Fagetum schwarz – kein Trend
rot – Deckungsgradabnahme grün – Deckungsgradzunahme (Datenbasis: WENDEL 1992)

Bodenvegetation der Probeflächen (PF_{VA})

Die Krautschicht kann von der deutlich geringeren Beschattung insgesamt kaum profitieren, ihr Deckungsgrad steigt nicht relevant. Der Moosdeckungsgrad sinkt sogar um ein Drittel (Tab.4.4-6). Hinsichtlich der Artenstruktur sind in den PF_{VA} folgende Entwicklungen auffällig (Details siehe WENDEL 1992):

- **Verlust** oligotropher, moortypischer Arten: u. a. *Carex pauciflora* (vollständig im UG; in PF_{VA} 41 ehemals mit Deckungsgrad > 75 %!), *Cephalozia fluitans*, *Gymnocolea inflata*, *Sphagnum tenellum*, *Polytrichum strictum* (Arten im UG noch vorhanden),
- **Deckungsgradverluste dominanter Moosarten**: insbesondere *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum capillifolium*, *Ptilidium ciliare*, *Dicranum scoparium*,
- **Stetigkeitsverluste mesotropher Arten**: *Calamagrostis villosa*, *Epilobium angustifolium* (stark!) **und oligotropher Arten**: *Melampyrum pratense*, *Andromeda polifolia*,
- **Ausbreitung mesotropher Arten im oligotrophen Moorrinneren**, die bisher nur in den Moorrandbereichen präsent waren und teils Nässezeiger, teils Frischezeiger (*) sind: u. a. *Carex canescens* (neu in den PF_{VA}), *C. nigra*, *Eriophorum angustifolium*, *Deschampsia flexuosa**, *Galium saxatile**
- **Ausbreitung oligotropher Arten in den Moorrandbereichen**, die bisher nur im Moorrinneren präsent waren und Nässe- bzw. Feuchtezeiger sind: *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccos*, *V. uliginosum*.

Die Artenzahlen steigen im Mittel von 6,2 auf 7,8, insbesondere in den Randbereichen. Die Affinität der VA ist in den Randbereichen besonders gering. WENDEL (1992) vermutete, dass Vorkommen und Dynamik der Arten an ein Vorhandensein bestimmter hydromorphologischer Sonderstrukturen (Rüllen, Laggs) gebunden sind. Der Nachweis dieser Sonderstrukturen durch eine hoch auflösende Vermessung steht bislang aus.

Zeigerwertveränderungen innerhalb von Auswerteeinheiten

Im Mittel aller 41 VA verändern sich die gewichteten Zeigerwerte der Krautschicht wenig. Eine Abnahme deutet sich bei der Stickstoffzahl an (Tab.4.4-7, letzte Spalte). Werden die VA

zu Auswerteeinheiten auf Basis von VT zusammengestellt, ergibt sich eine differenziertere Aussage. Alle Parameter weisen sowohl Zu- als auch Abnahmen auf. Die geringere Beschattung in fast allen VT (außer 2a, Cfag) wird von der Δ mgL-Zahl durch einen Anstieg nur teilweise wiedergegeben.

Tab. 4.4-7: Veränderung der Zeigerwerte zwischen 1959 und 1991 in den Vegetationstypen

Differenz des mittleren gewichteten Zeigerwertes	Auswerteeinheit: Vegetationstyp								
	2a	3a	3c	3e	3f	5e	5f	Cfag	Mittel
n VA:	1	3	8	2	7	14	4	2	41
Δ mgL	-1,1	-0,3	0,3	0,1	0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,0
Δ mgF	-1,0	-0,2	0,3	0,5	0,5	-0,3	0,2	-0,8	0,0
Δ mgR	0,6	0,2	0,0	-0,2	-0,3	-0,2	-0,2	0,7	-0,1
Δ mgN	0,6	0,1	0,0	-0,1	-0,5	-0,3	-0,8	1,0	-0,2

L – Lichtzahl F – Feuchtezahl R – Reaktionszahl N – Stickstoffzahl
 Δ – Differenz 1959/ 1991 m – Mittelwert mehrerer VA g – gewichtet (Datenbasis: GLÄSER 1959, WENDEL 1992)

Die innersten Bereiche oligotropher Moorstandorte werden trockener und nährstoffreicher (VT 2a, 3a mit 4 PF_{VA} : N-, R-Zahl steigen). Eine höhere Feuchte und Nährstoffarmut ist dagegen für die angrenzenden Außenbereiche festzustellen (VT 3c-3f mit 17 PF_{VA}). Die mesotrophen Moorrandstandorte werden nährstoffärmer und teilweise trockener (VT 5e, 5f). Eine Ausnahme bilden die PF_{VA} unvernässter Standorte, die deutlich reicher werden (Cfag, Δ mgN). Eine ursachenbezogene Analyse wird möglich, wenn die VA nach ihrer Lage inner- oder außerhalb der Grabenverlandung gruppiert werden. Allein die Feuchtezahl weist gegensätzliche Trends in den Auswerteeinheiten auf (Tab. 4.4-8). Innerhalb der Grabenlandungszone steigt sie im Mittel an (+0,3), während sie in dem von intakten Gräben geprägten Umfeld absinkt (-0,2). Die Änderung der Feuchte ist damit ein kleinräumiger, ökosysteminterner Prozess.

Tab. 4.4-8: Veränderung der Zeigerwerte zwischen 1959 und 1990 in Abhängigkeit vom Verlandungsfortschritt

Auswertegruppe	Zeigerwert			
	mgL	mgF	mgR	mgN
Gräben verlandet (19 VA)				
1959	6,1	5,8	1,9	2,1
1991	6,1	6,1	1,9	2,0
Differenz (Δ)	0,0	+0,3	0,0	-0,1
Gräben unverlandet (22 VA)				
1959	5,9	6,2	2,5	2,6
1991	5,8	6,0	2,4	2,3
Differenz (Δ)	-0,1	-0,2	-0,1	-0,3

L – Lichtzahl F – Feuchtezahl R – Reaktionszahl N – Stickstoffzahl
m – Mittelwert mehrerer VA g – gewichtet (Datenbasis: GLÄSER 1959, WENDEL 1992)

Raumbeziehungen auf Basis einzelner Probeflächen (PF_{VA})

Die Einzelwerte (Abb. 4.4-5) zeigen, dass die Veränderungen in den Probeflächen oft weit stärker ablaufen als es die Mittelwerte von Auswerteeinheiten (Tab. 4.4-7) vermuten lassen:

- Im Bereich verlandeter Gräben (in Abb. hellgelb bis ocker) überwiegen die Feuchtezunahmen ($> 0,5$ Einheiten; 9 PF_{VA} mit Zunahme gegenüber 3 PF_{VA} mit Abnahme), in den kaum verlandeten Bereichen die Feuchteabnahmen (5 gegenüber 10).
- Der zwischen Görkauer Straße und Zentralgraben gelegenen Hauptmoorkörper der Mothhäuser Haide vernässt vor allem im Bereich stärkster Grabenverlandung an der Wasserscheide (Abb. 4.4-5, Pkt. A). Zwei weitere vernässende Teilgebiete gibt es nordöstlich davon (Pkt. B). Das nördliche davon ist eine Flachrülle (vgl. Kap. 4.3.4)
- Die im Moormächtigkeitszentrum und randlich der Verlandungszone gelegene PF_{VA} 41 wird deutlich trockener (gF: -0,96; Pkt. C). Der nordwestlich vorbeiführende Hauptgraben ist auf Grund seiner Grabenrandsackung trotz Verlandung immer noch wirksam (vgl. Kap. 4.3.5).
- Nicht eindeutig ist die Entwicklung in der nördlichsten Verlandungszone und in der Verlandungszone südlich der Görkauer Straße (Pkt. D, E).
- Die äußeren Randbereiche des Moores (in Abb. grau unterlegt) mit Torf < 1 m werden überwiegend trockener, vor allem im Osten des Moores. Lokale Zunahmen konzentrieren sich am Westrand der Mothhäuser Haide nahe der Görkauer Straße.
- Das Lagg an der Görkauer Straße vernässt teilweise (M 31, 34, Pkt. F).
- In der Bärenlochhaide sind Zu- und Abnahmen der Feuchte festzustellen (Pkt. G).

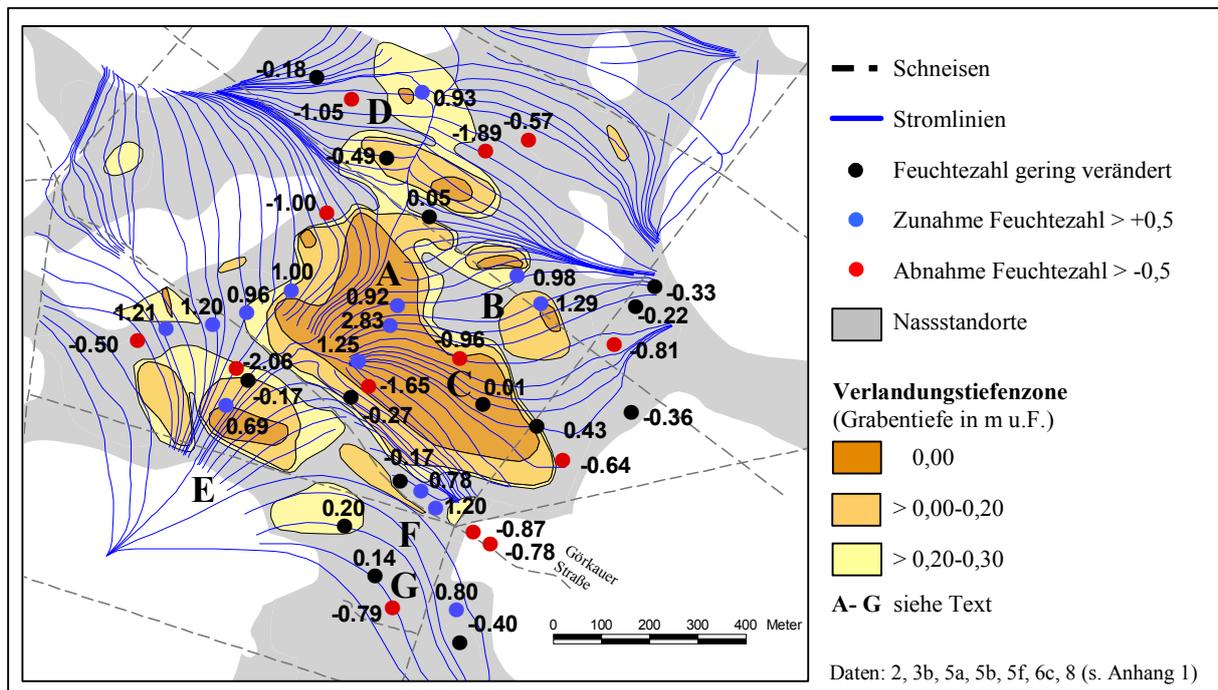


Abb. 4.4-5: Hydrographische Einbettung der Probeflächen (PF_{VA}) und Entwicklung der gewichteten Feuchtezahl in den Probeflächen zwischen 1959 und 1991 (Mothhäuser Haide, Bärenlochhaide)

Die **Feuchtezahlen** der kohärenten Aufnahmegruppen verändern wie folgt (PF_{VA} in Stromrichtung angeordnet):

- Gruppe 4 – M 4: **+1,3** → M 2: **0,0** → M 8: **+0,4**

- Gruppe 5 – M 4: **+1,3** → M 41: **-1,0**
- Gruppe 7 – M 34: **+0,8** → M 31: **+1,2**

Eindeutig ist die Vernässung eines grabenfreien, unzerschnittenen Stromsektors im Lagg nahe der Görkauer Straße (Gr. 7), tendenziell nur im Moorinneren (Gr. 4). Gruppe 5 nimmt eine gegenläufige Entwicklung. Die talwärts eines verlandeten, an den Rändern aber stark gesackten Grabens (Kap. 4.3.5) liegende PF_{VA} M 41 bewaldet und wird trockener.

Probeflächen, deren unmittelbares Umfeld entwässert wird, weisen geringere Stromlängen auf als die Probeflächen verlandeter Bereiche (Abb. 4.4-6, Mittel ca.: 40 m zu 160 m). Die Stromlänge kann aber auch im verlandeten Bereich recht kurz sein: natürlicher Weise durch die Nähe zu einer Wasserscheide (z. B. M 17) und anthropogen verursacht durch Gräben im EZG (z. B. M 13). Bei PF_{VA} in der Zone verlandeter Gräben (grüne Dreiecke) sinken die Feuchtezahlen bei Stromlängen unterhalb 60 m und steigen in den meisten Fällen bei Stromlängen oberhalb 100 m. In der ungebenden Zone unverlandeter Gräben (gelbe Vierecke) gibt es in den PF_{VA} bis zur Stromlänge von 40 m Zu- und Abnahmen und oberhalb von 55 m nur noch Zunahmen der Feuchtezahl. Die Abhängigkeit des Feuchtetrends von der Stromlänge ist als Indiz zu werten, dass nicht nur der Grabenverlandung im Umfeld der Probeflächen eine Bedeutung zukommt, sondern auch der weiträumigen Ungestörtheit von Moorkörpern.

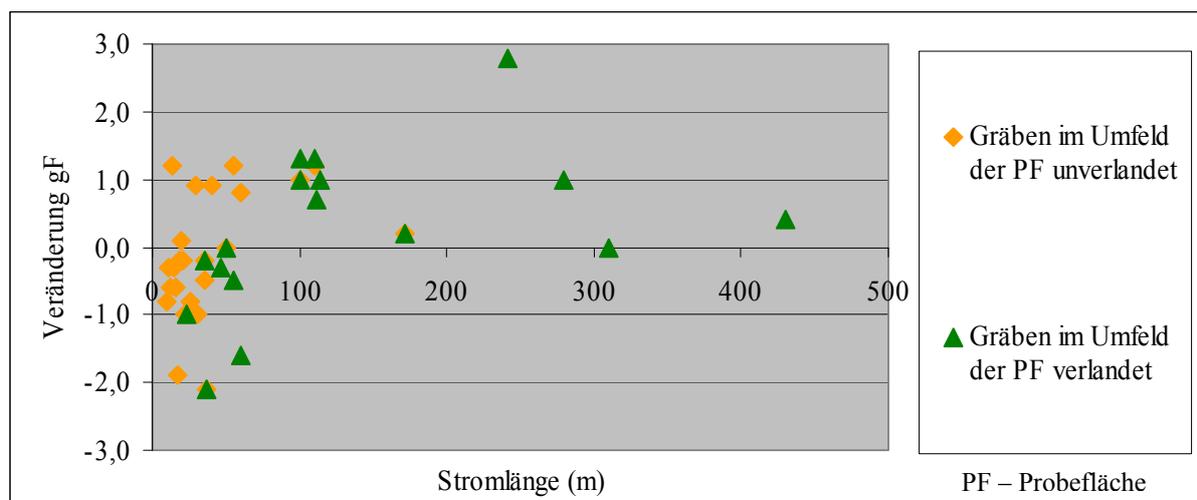


Abb. 4.4-6: Veränderung der gewichteten Feuchtezahl zwischen 1959 und 1991 in Abhängigkeit von Grabenverlandung und ungestörter Stromlänge (nur Mothhäuser Haide)

Die Entwicklung der **Stickstoffzahl** tendiert im Moorinneren, insbesondere in der Verlandungszone und im Umfeld der Wasserscheide zur Stagnation bzw. Zunahme. Auffällig ist hier die Ausbreitung minerotropher Nässezeiger, wie *Carex canescens* und *C. nigra* (Abb. 4.4-7, kleine hellgrüne Punkte). Am Moorrand verläuft die Entwicklung differenzierter mit Zu- und Abnahmen. Die Änderung des N-Wertes indiziert für das Lagg an der Görkauer Straße nährstoffärmere Verhältnisse, gleichzeitig kommen minerotrophente Nässezeiger hinzu.

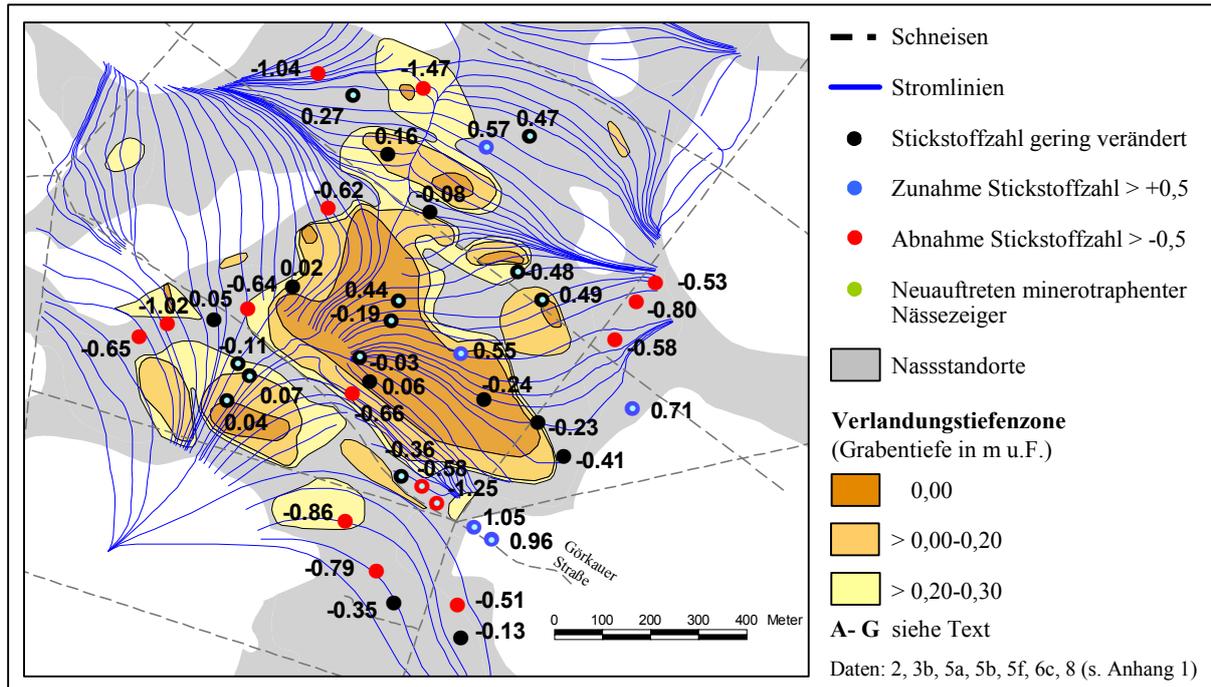


Abb. 4.4-7: Hydrographische Einbettung der Probeflächen (PF_{VA}) und Entwicklung der gewichteten Stickstoffzahl in den Probeflächen zwischen 1959 und 1991 (Mothhäuser Haide, Bärenlochhaide)

Interpretation der Veränderungen

- Einheitlich über fast alle Probeflächen hinweg ist eine Deckungsgradminderung der Baum- und Moosschicht festzustellen. Sie läuft parallel zu Entwicklung der Waldschäden im Erzgebirge zwischen den 1960er und 1990er Jahren (Kap. 2.4). Damit sind die starken SO₂-Immissionen eine wesentliche Ursache für die Deckungsgradminderung.
- Die Veränderungen in Mothhäuser und Bärenlochhaide verlaufen wie in der Kriegswiese räumlich differenziert, so dass auch hier ein Bezug zum Lokalstandort zu suchen ist.
- Steigende Feuchtezahlen indizieren eine Vernässung vor allem der moorrinneren Bereiche, in denen auch die Grabenverlandung weit fortgeschritten ist. Die Ausbreitung nässebedürftiger Arten wie *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium oxycoccos* ist typisch für diesen Prozess. Moorbereiche mit intakten Gräben werden meist trockener. Die Entwicklung verläuft aber auch hier differenziert, so wird ein Lagg nasser.
- Der allgemeinen Verarmung der Standorte folgt das Moorinnere nicht, stattdessen treten minerotraphente Nässezeiger neu und regelmäßig auf. Die erhöhte Feuchte im Lagg benachteiligt nässeempfindliche, aber anspruchsvolle Arten und bevorteilt Nässe ertragende und gering anspruchsvolle Arten, so dass letztlich kein Widerspruch zwischen einer sinkenden Stickstoffzahl und dem Neuaufreten minerotraphenter Nässezeiger besteht.

Anzeichen von Revitalisierungsmaßnahmen gibt es nicht. Die Vernässung in einem Teil der Dauerflächen ist **Folge einer grabeninduzierten Regeneration** und kann auch anhand aktueller Regenerationsmerkmale nachgewiesen werden (Kap. 4.3.4).

4.4.2.3 Entwicklung zwischen (1959), 1991, 1997 und 2004

Detailanalysen in DBF (31, 41, 45, 49, 61, 62, 63, 64, 65) liegen für die Jahre 1991, 1997 und 2004 vor, wobei 1991 und 2004 vollständige Dokumentationen erfolgten, während 1997 auf VA verzichtet wurde. Hinzu kamen aufgrund markanter Veränderungen zwei Wiederholungen von VA im Jahr 2004 (M 12 – Vernässung, M 48 – ca. 1997 Kalkungszeiger stark auftretend). Eine Zeitreihe von 1959 bis 2004 ergibt sich für die DBF 31, 41 und PF_{VA} M 12.

Bestockungswandel in den Dauerbeobachtungsflächen

Zwischen 1991 und 2004 stieg – über alle DBF gemittelt – der **Deckungsgrad** von Baumschicht (14 % → 26 %, Tab. 4.4-9, letzte Spalte) und Strauchschicht (9 % → 19 %). Die einzelnen DBF nehmen eine differenzierte Entwicklung. Der Deckungsgrad der Baumschicht erhöhte sich in den DBF 45, 62-64 stark, während er sich in den DBF 31, 41, 45, 49, 61, 65 kaum veränderte. Der Deckungsgrad der Strauchschicht nahm in den DBF 31, 41, 45, 49, 65 stark zu. Gering geändert hat es sich in den DBF 61 bis 64.

Die **Individuenzahl** aller Altersklassen (Höhe ab 0,1 m) veränderte sich in den DBF zwischen 1991 und 1997 wenig (599 → 584) und nahm dann bis 2004 stark zu (1080), eine Folge starker Verjüngung von *Picea abies*. Auch hier gibt es deutliche Differenzierungen nach Baumart und DBF: Generell weisen alle Baumarten eine Fluktuation auf, die durch Absterben und Verjüngung verursacht wird. Die Bilanz fällt für die beiden Zeitabschnitte verschieden aus. So hatte *Pinus rotundata* **1997** in allen DBF mehr Neuzugänge und Verluste (39 : 14) als 2004 (21 : 9). Bei *Picea abies* dominierten 1997 die Absterbeprozesse (23 Neuzugänge : 63 Verluste), 2004 dagegen die Verjüngungsprozesse (508 Neuzugänge : 24 Verluste). Ursache der 1997 dokumentierten Absterbeprozesse waren starke Waldschäden, die 1996 – ein Jahr vor der Zweiterfassung – auftraten (Kap. 2.4). Die Individuenzahlen veränderten sich deutlich. In der Baumschicht starben acht von 80 von *Picea abies*-Exemplaren und zwei von 38 *Pinus rotundata*-Exemplaren (Anlage B 4.4-6). Die stärksten Schäden hatte jedoch die Strauchschicht zu verzeichnen, hier betraf das Absterben 55 von 280 *Picea abies*-Exemplaren. Weitere 16 *Picea abies*-Exemplare schädigte es so stark, dass sie als nicht überlebensfähig eingestuft wurden. Viele Exemplare hatten zudem Nadelverluste und -verfärbungen. 14 von 239 *Pinus rotundata*-Exemplare waren abgestorben (Tab. 4.4-9). Das Absterben von *Picea abies* wies zudem deutliche Differenzierungen zwischen den DBF auf. Nicht betroffen waren die gehölzarmen bzw. an *Pinus rotundata* reichen DBF 41 und 49 sowie Altbestände von *Picea abies* auf Mineralboden oder mineralnahen Boden (DBF 31, 62, 63). Starke Verluste traten in den DBF 45, 61 und 64 auf (ca. 20-40 %). **2004** war der Individuenverlust mehr als kompensiert. Die Population von *Pinus rotundata* verändert sich in den DBF vergleichsweise wenig, bei einer Gesamtzahl lebender Exemplare von 276 stehen 9 Neuzugängen 21 Verluste gegenüber. *Picea abies* hat eine starke Verjüngung. 508 Neuzugänge stehen 24 Verlusten gegenüber. Die inneren Moorrandbereiche verzeichnen dabei geringere Zugänge (DBF 63, 64, 65: 27, 32, 21 Exemplare) als die mineralbodennahen Bereiche (DBF 31, 62: 130, 286 Exemplare). Perspektivisch ist mit einer deutlichen, konkurrenzbedingten Ausdünnung der sehr zahlreichen Verjüngung von *Picea abies* zu rechnen.

Tab. 4.4-9: Entwicklung der Bestandsschichten und der bestandesprägenden Baumarten in den Dauerbeobachtungsflächen zwischen 1991 und 2004

	Dauerbeobachtungsfläche									
	49	41	45	65	64	61	63	31	62	
Entwicklung der Deckungsgrade (%)										Mittel
1991 Baumschicht	0	4	4	6	20	8	30	15	40	14
2004 Baumschicht	0	6	10	3	50	6	52	21	85	26
1991 Strauchschicht	3	29	29	2	6	4	5	6	1	9
2004 Strauchschicht	10	46	50	25	3	6	3	30	3	19
Entwicklung der Individuenzahlen (n)										Summe
1991										
<i>Pinus rotundata</i> - lebend	15	87	108	20	8	1	0	0	0	239
<i>Picea abies</i> - lebend	1	1	42	56	102	27	82	35	14	360
Gesamtzahl lebender Individuen	16	88	150	76	110	28	82	35	14	599
1997										
<i>Pinus rotundata</i> - lebend	15	90	119	30	5	5	0	0	0	264
<i>Picea abies</i> - lebend	1	1	32	59	74	22	82	35	14	320
<i>Pinus rotundata</i> - neu	0	8	13	14	0	4	0	0	0	39
<i>Pinus rotundata</i> - abgestorben	0	5	2	4	3	0	0	0	0	14
<i>Picea abies</i> - neu	0	0	5	5	0	2	7	4	0	23
<i>Picea abies</i> - abgestorben	0	0	15	2	28	7	7	4	0	63
Gesamtzahl lebender Individuen	16	91	151	89	79	27	82	35	14	584
Bilanz gegenüber 1991										
Verlust <i>Pinus rotundata</i> (%)	0	6	2	20	38	0	0	0	0	k.W.
Verlust <i>Picea abies</i> (%)	0	0	36	4	27	26	9	11	0	k.W.
Neuzugänge <i>Pinus rotundata</i> (%)	0	9	12	70	0	400	0	0	0	k.W.
Neuzugänge <i>Picea abies</i> (%)	0	0	12	9	0	7	9	11	0	k.W.
Bilanz <i>Pinus rotundata</i> (%)	0	+3	+10	+50	-37	+400	0	0	0	k.W.
Bilanz <i>Picea abies</i> (%)	0	0	-24	+5	-37	-18	0	0	0	k.W.
Bilanz Individuenzahl gesamt (%)	0	+3	+1	+17	-28	-4	0	0	0	k.W.
2004										
<i>Pinus rotundata</i> - lebend	17	85	117	45	6	6	0	0	0	276
<i>Picea abies</i> - lebend	2	1	31	78	98	30	102	162	300	804
<i>Pinus rotundata</i> - neu	2	2	0	15	1	1	0	0	0	21
<i>Pinus rotundata</i> - abgestorben	0	7	2	0	0	0	0	0	0	9
<i>Picea abies</i> - neu	1	0	2	21	32	9	27	130	286	508
<i>Picea abies</i> - abgestorben	0	0	3	2	8	1	7	3	0	24
Gesamtzahl lebender Individuen	19	86	148	123	104	36	102	162	300	1080
Bilanz gegenüber 1997										
Verlust <i>Pinus rotundata</i> (%)	0	8	2	0	0	0	0	0	0	k.W.
Verlust <i>Picea abies</i> (%)	0	0	9	3	11	5	9	9	0	k.W.
Neuzugänge <i>Pinus rotundata</i> (%)	13	2	0	50	20	20	0	0	0	k.W.
Neuzugänge <i>Picea abies</i> (%)	100	0	6	36	43	41	33	371	2043	k.W.
Bilanz <i>Pinus rotundata</i> (%)	+13	-6	-2	+50	+20	+20	0	0	0	k.W.
Bilanz <i>Picea abies</i> (%)	+100	0	-3	+32	+32	+36	+24	+363	+2043	k.W.
Bilanz Individuenzahl gesamt (%)	+19	-5	-2	+38	+32	+33	+24	+363	+2043	k.W.

k.W. – kein Wert

(Datenbasis: WENDEL 1992, STAGNETH et al. 1999, WENDEL)

Unter den weiteren in den DBF vorkommenden Baumarten sind *Betula pubescens* und *Sorbus aucuparia* nennenswert. Beide Arten leiden stark unter Verbiss und werden deshalb kaum höher als 1 m, teilweise verringerte sich die Größe im Beobachtungszeitraum.

Nach DBF analysiert, ergibt sich folgende Entwicklung: Das seit 1959 sukzessive bewalden-

de Moormächtigtkeitszentrum (DBF 41) weist mit jeder Erhebungsetappe (1959, 1991, 1997, 2004) einen höheren Gehölzanteil auf. Kleine Gruppen von Moorlatschen schließen sich zu großen, dichten und kaum passierbaren Gruppen zusammen. Die starke Deckungsgradzunahme der Strauchschicht von 29 % auf 46 % (Tab. 4.4-9) zwischen 1991 und 2004 wird ausschließlich durch eine Veränderung des vorhandenen Gehölzbestandes bewirkt, da eine nennenswerte Zunahme der Individuenzahl nicht zu verzeichnen ist (1997: 5 Verluste, 8 Neuzugänge, 2004: 7 Verluste, 2 Neuzugänge). Neben dem Wachstum von *Pinus rotundata* spielt das Umfallen und Niederbiegen der niederliegenden und aufrechten Wuchsformen – teils durch Windwurf, teils durch Schneedruck – eine erhebliche Rolle. Besonders Gehölze am Rand der Gruppen kippen aus dem Bestand in die Freifläche und überschirmen dort Schlenken, die bisher wenig beschattet waren (DQ 41/1). Die Individuenzahl von *Pinus rotundata* verändert sich kaum (87 → 90 Exemplare), neben einem Exemplar *Picea abies* kann sich kein weiteres etablieren, so dass sich weder die Zahl der Gehölzindividuen nennenswert verändert (ca. 90 auf 420 m²) noch Verschiebungen zwischen den Baumarten auftreten. Ein insgesamt ähnliches Verhalten mit Deckungsgradzunahme der Strauchschicht und Stagnation der Gesamtindividuenzahl weist die **angrenzende DBF 45 und die gleichfalls im Moorinneren liegende DBF 49** auf (Deckungsgrad Strauchschicht: 29 % → 50 %, 3 % → 10 %; kaum Änderung der Individuenzahl). Die DBF **fichten- und beerstrauchreicher Moorrandbereiche (DBF 61, 64, 65)** können die Auflichtung der letzten Jahrzehnte bis 2004 teilweise kompensieren. In DBF 65 etabliert sich eine an *Picea abies* und *Pinus rotundata* reiche Strauchschicht, gleiches gilt für die PF_{VA} M 12 (Anlage B 4.4-4). In DBF 64 schließt sich die Baumschicht überwiegend durch die Ausbreitung der Kronen von *Picea abies* (Tab. 4.4-9). Die von Gräben durchschnittene DBF 61 bleibt weiterhin sehr licht. Auffällig ist das Absterben von *Picea abies* am Grabenrand. Bei Sondierungen konnte festgestellt werden, dass der Wurzelansatz teilweise 30 bis 40 cm unter der Grabenverlandungsdecke und mithin unter dem Wasserspiegel liegt – ein Beleg für eine außergewöhnlich rasche Grabenverlandung. Die DBF der **fichten- und grasreichen Moorrandbereiche (DBF 31, 63)** kompensieren die Auflichtungen der letzten Jahrzehnte recht gut, DBF 63 in der Baumschicht und DBF 31 in der Strauchschicht. Die einzigen Auffälligkeiten der auf **mineralischen Standort gelegenen und durch einen Laub-Nadel-Mischbestand geprägten DBF 62** sind die starke Verjüngung und die relative Stabilität. Ähnliches gilt für die hinzugezogene PF_{VA} M 48.

Veränderung der Bodenvegetation in den Dauerbeobachtungsflächen

Der **Deckungsgrad der Krautschicht** ändert sich zwischen 1991 und 2004 in den meisten DBF unerheblich, nur in DBF 49, PF_{VA} M 12 und M 62 sinkt er stark ab (Anlage B 4.4-4). Die **Moosschicht** nimmt in DBF 41 (70 % → 60 %) leicht ab, in DBF 49, 61, 65 verändert sie sich wenig. Starke Zunahmen bei insgesamt mäßigem Deckungsgrad von 20 % sind in den mineralboden- bzw. moorrandnahen Bereichen (DBF 31, 62, 63) zu verzeichnen, starke Zunahmen bei hohen Deckungsgraden im Moorinneren (DBF 45, 64, PF_{VA} M 12). DBF 31 und PF_{VA} 12 übertreffen dabei die Ausgangswerte von 1959, also vor den SO₂-Immissionen (1959 → 1991 → 2004; DBF 31: 16 % → 1 % → 20 %; PF_{VA} M 12: 67 % → 30 % → 90 %). Es kann auf eine Regeneration der immissionsgeschädigten Moosschicht geschlossen werden.

Bezüglich der **Gefäßpflanzen** hat sich der Grundcharakter der DBF mit dem Reichtum an *Eriophorum vaginatum* in den natürlich gehölzarmen Moorbereichen (DBF 41, 49), einem Beerstrauchreichtum im restlichen Moor (DBF 45, 61, 64, 64, PF_{VA} M 12) und dem Grasreichtum in den Randbereichen (DBF 31, 62, 63, PF_{VA} M 48) wenig geändert. Anders jedoch die Artenpräsenz: Die zwischen 1959 und 1991 festgestellte Ausbreitung von oligotraphenten Nässezeigern der AG 1.1-1 in Richtung Moorrand setzt sich fort (*Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccos*, *V. uliginosum* neu in DBF 64, 65, PF_{VA} M 12). *Andromeda polifolia* wurde in DBF 45 neu gefunden, in DBF 49 nahm ihr Deckungsgrad zu. Noch markanter ist die fortgesetzte Ausbreitung minerotraphenter Nässezeiger der AG 1.4. *Carex canescens* ist gegenüber 1991 in vier Flächen neu vertreten (DBF 45, 62-64), *Eriophorum angustifolium* in drei Flächen (DBF 45, 65, PF_{VA} M 12). Die AG 1.4 findet sich damit mittlerweile in fast allen Flächen. Zu den deutlichsten Veränderungen gehört jedoch die Ausbreitung stickstoffbedürftiger Arten der AG 7 im gesamten Gebiet – mit wenigen Arten im Moorrinneren und mit mehreren Arten sowie teilweise höheren Individuenzahlen in den Randbereichen (*Urtica dioica*, *Epilobium angustifolium*, *E. montanum*, *Digitalis purpurea* u. a.). Dass sich die in den Jahren um 1996 gekalkte PF_{VA} M 48 durch einen besonders hohen Artenreichtum heraushebt, deutet auf verschiedene Ursachen für die Ausbreitung der AG 7 hin.

Die Analyse der **Moose** kann nur unter Vorbehalt erfolgen, da etliche Arten unscheinbar (z. B. *Mylia anomala*) bzw. bestimmungskritisch (z. B. *Sphagnum angustifolium*) sind. Etliche vor 1991 stark dezimierte Moose (*Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum girgensohnii*, *S. russowii*, *S. capillifolium*) breiten sich wieder aus. Da es sich um weniger feuchtebedürftige Arten (AG 2.1, 2.2) handelt, sind hier vor allem die mooräußeren Bereiche betroffen. Besonders auffällig ist die Ausbreitung von *Calliargon stramineum* (1959 keine PF_{VA}, 1991 in einer DBF, 2004 in sieben DBF). *Sphagnum rubellum* (AG 1.1) wurde in den DBF 2004 erstmals gefunden. Es ist möglich, dass sie bei den früheren Untersuchungen 1959, 1991 und 1997 übersehen wurde, da sie im Gelände leicht mit *Sphagnum capillifolium* zu verwechseln ist.

Veränderungen in einzelnen Probeflächen - Besonderheiten

Werden die DBF einzeln analysiert, weist innerhalb des kurzen Beobachtungszeitraumes jede der Flächen deutliche Veränderungen auf. Es sollen nur die markantesten erwähnt werden. Die im Lagg befindliche **DBF 31** verzeichnet eine starke Deckungsgradzunahme von *Carex canescens* und *C. nigra* (Anhang 4.4-1) sowie das Hinzutreten der nässezeigenden AG 5.1 und 6 (Anlage B 4.4-4). 1959 noch waldbedeckt und von *Deschampsia flexuosa* geprägt, hat sich die Fläche stark verändert. Die nässeempfindliche Art *Deschampsia flexuosa* zeigte durch Wasserüberstau 1991 und in den folgenden Jahren deutliche Vitalitätsminderungen (keine Blüte, Kleinwüchsigkeit) und Absterbeerscheinungen. Die genannten *Carex*-Arten, aber auch *Vaccinium myrtillus*, nahmen den freiwerdenden Lebensraum ein. In der gehölzarmen **DBF 49** sind der starke Rückgang von *Molinia caerulea*, das Neuaufreten von *Juncus filiformis* und die Zunahme von *Carex canescens* sowie *Andromeda polifolia* bemerkenswert. In **DBF 41** (Moormächtigkeitszentrum) kommen minerotraphente Nässezeiger hinzu, insbesondere im Umfeld der Wildsuhlen. Der lichtbedürftige Starknässezeiger *Eriophorum*

angustifolium tritt in **DBF 45, 64** und PF_{VA} **M 12** neu auf, *Andromeda polifolia* in **DBF 45**. In **DBF 61** wird *Calamagrostis villosa* durch *Deschampsia flexuosa* verdrängt.

Zeigerwertveränderungen

Die Feuchtezahl ändert sich insgesamt nicht, während die anderen Zeigerwerte ansteigen (Tab. 4.4-10). Wie im Zeitraum 1959 bis 1991 ist auch zwischen 1991 und 2004 keine einheitliche Entwicklung nachweisbar. Der Trend abnehmender Feuchte in DBF 41 hält nicht weiter an. Hier und in DBF 49 bleibt die Feuchte gleich. Feuchteanstiege verzeichnen die Probeflächen (12, 45, 63, 64), welche sich im Umfeld des Moormächtigkeitszentrums und nordöstlich davon befinden. Am Moorrand gelegene Flächen (31, 48, 61, 62, 65) werden trockener. Die gekalkte PF_{VA} M 48 fällt durch die stärksten Anstiege von Reaktions- und Stickstoffzahl (ΔgR : +0,9; ΔgN : +2,0) bei gleichzeitig sinkende Feuchtezahl auf (-1,4; rechnerischer Effekt vgl. Kap. 4.1.4.2). Ohne diese Fläche würden die entsprechenden Mittelwerte aller Flächen um 0,1 bis 0,2 Einheiten niedriger (ΔgR : +0,1; ΔgN : +0,2) bzw. höher (ΔgF : +0,2) ausfallen.

Tab. 4.4-10: Veränderung der Zeigerwerte zwischen (1959), 1991 und 2004

Zeigerwert	M49		M61		M41		M45		M12		M65		M64		M63		M31		M62	M48	Mittel
	1991-2004	1991-2004	1959-1991	1991-2004	1959-2004	1991-2004	1959-1991	1991-2004	1959-2004	1991-2004	1991-2004	1991-2004	1959-1991	1991-2004	1959-2004	1991-2004	1959-2004	1991-2004	1991-2004	1991-2004	
ΔgL	+0,2	+0,1	-1,1	+0,1	-1,0	+0,8	+0,2	+0,5	+0,7	+0,3	+0,3	-0,1	+0,2	+0,1	+0,3	+0,1	+0,4	+0,3	+0,4	+0,3	
ΔgF	+0,1	-0,6	-1,0	0,0	-1,0	+0,5	+1,3	+1,1	+2,4	-0,3	+1,4	+0,5	+1,2	-0,8	+0,4	-0,4	-1,4	0,0	-1,4	0,0	
ΔgR	+0,1	0,0	+0,6	+0,1	+0,7	+0,4	+0,2	+0,1	+0,3	+0,2	+0,5	+0,6	-0,7	-0,1	-0,8	+0,3	+0,9	+0,3	+0,9	+0,3	
ΔgN	+0,1	+0,3	+0,6	-0,1	+0,5	+0,5	+0,5	-0,1	+0,4	0,0	+0,2	+0,4	-1,3	+0,5	-0,8	+0,4	+2,0	+0,4	+2,0	+0,4	

L – Lichtzahl
g – gewichtet

F – Feuchtezahl
 Δ – Differenz 1959/1991/2004

R – Reaktionszahl
N – Stickstoffzahl
(Datenbasis: GLÄSER 1959, WENDEL 1992, WENDEL)

Auf eine Darstellung von Raumbezügen analog Kap. 4.4.2.2 wird in Anbetracht der über das UG weit gestreuten DBF verzichtet.

Veränderung der Bodenvegetation in den Dauerquadraten

Die 29 DQ sind kleinräumige Ausschnitte der neun DBF und spiegeln damit die Entwicklung der Arten in der Skalenebene von Kleinststandorten wider, die mehr oder minder den mittleren Standortseigenschaften der DBF entsprechen. Die in den DQ abgelaufenen Veränderungen sollen anhand einiger Beispiele kurz kommentiert werden: *Eriophorum vaginatum* als oligotropher Nässezeiger nimmt hinsichtlich Dominanz und Frequenz zu, im Gegensatz zu den DBF (Anlage B 4.4-4) jedoch nicht durch neu besiedelte Dauerflächen (Tab.4.4-11). *Carex canescens* als mesotropher Nässezeiger zeigt in dieser Hinsicht eine stärkere Ausbreitung. Die Art besiedelt eine wachsende Zahl an DQ (2 → 4 → 6). Während die Entwicklung der Artmächtigkeit von *Deschampsia flexuosa* und von *Drosera rotundifolia* in den DBF keinen deutlichen Trend erkennen lässt, sinken Frequenz und Dominanz der Arten in den DQ eindeutig. *Drosera rotundifolia* weist eine starke Fluktuation auf. Sie fehlte 1997 in zwei DQ und 2004 in einem DQ, tauchte aber 1997 und 2004 in je einem weiteren DQ neu auf.

Tab. 4.4-11: Veränderung der Artenstruktur in den Dauerquadraten der Mothhäuser Haide zwischen 1991 und 2004

Art / Artengruppe	Präsenz in den DQ			Präsenzänderungen				Dominanz und Frequenz in den DQ					
	1991	1997	2004	1997		2004		1991	1997	2004	1991	1997	2004
	ΣDQ	ΣDQ	ΣDQ	DQ _{in}	DQ _{ex}	DQ _{in}	DQ _{ex}	ΣD	ΣD	ΣD	mFr	mFr	mFr
n	n	n	n	n	n	n	n	dm ²	dm ²	dm ²	n	n	n
- AG1.1 Artengruppe nasser, oligotropher Moore, stark lichtbedürftig													
<i>Drosera rotundifolia</i>	3	2	2	1	2	1	1	3	2	<1	18	13	11
- AG1.2 Artengruppe nasser, oligotropher Moore, lichtbedürftig													
<i>Eriophorum vaginatum</i>	16	16	16	0	0	0	0	276	290	325	332	587	703
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	16	16	14	0	0	0	2	227	261	42	688	767	835
- AG1.3 Artengruppe mäßig nasser, oligotropher Moore													
<i>Melampyrum pratense ssp. palud.</i>	2	3	2	1	1	0	0	1	1	0	7	17	15
<i>Vaccinium uliginosum</i>	5	5	4	0	0	0	1	13	22	5	63	85	38
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	12	12	12	1	1	2	2	100	79	17	257	310	208
<i>Calluna vulgaris</i>	14	12	10	0	2	0	2	127	158	41	242	342	165
- AG1.4 Artengruppe nasser, mesotroph-saurer Zwischenmoore													
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3
<i>Carex canescens</i>	2	4	6	2	0	3	1	15	11	17	27	48	76
<i>Carex nigra</i>	3	3	3	0	0	1	1	56	102	99	99	204	142
<i>Carex rostrata</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	8	25	3	24	64
<i>Molinia caerulea</i>	6	7	8	1	0	2	1	51	72	44	106	183	179
<i>Potentilla erecta</i>	1	0	0	0	1	0	0	7	0	0	9	0	0
- AG2.2 Artengruppe mit weiter ökologischer Amplitude													
<i>Vaccinium myrtillus</i>	21	22	22	0	0	0	0	382	440	269	799	934	988
- AG2.3 Artengruppe trockenerer Standorte													
<i>Deschampsia flexuosa</i>	13	12	11	0	1	0	1	684	602	125	823	708	586
<i>Dryopteris carthusiana</i>	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	0	0
<i>Dryopteris dilatata</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	1	2	0	5	1
<i>Galium saxatile</i>	1	4	7	0	0	0	0	12	0	13	28	12	124
- AG4.1 Artengruppe frischer, saurer Standorte													
<i>Calamagrostis villosa</i>	5	5	5	0	0	1	1	106	9	35	163	165	119
<i>Trientalis eropaea</i>	2	3	3	1	0	1	2	9	7	1	62	115	18
- AG4.2 Artengruppe frischer, trophisch besserer Standorte													
<i>Oxalis acetosella</i>	1	1	2	0	0	1	0	5	1	1	22	19	13
- AG5.1 Artengruppe quelliger, mäßig nährstoffreicherer Sonderstandorte													
<i>Stellaria alsine</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
AG7 Artengruppe stickstoff- / basenreicher Standorte													
<i>Epilobium montanum</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1

DQ – Dauerquadrat D – Dominanz Fr – Frequenz ex – Artenverlust in DQ in – Artetablierung
 Σ – Summe m – Mittelwert n – Anzahl (Datenbasis: WENDEL 1991, STAGNETH et al. 1999, WENDEL)

Interpretation der Veränderungen

- Im Vergleich zur Entwicklung vor 1991 war 1997 eine weitere starke Beeinträchtigung der Baum- und Strauchschicht festzustellen (immissionsbedingte Waldschäden 1995/1996). Bis 2004 trat im Zuge zurückgehender SO₂-Immissionen eine Stabilisierung ein. Der Deckungsgrad der Baum- und Strauchschicht nahm wieder zu, insbesondere *Picea abies* wies eine individuenreiche Verjüngung auf. Die Mooschicht vollzieht in einigen Probeflächen bis 2004 einen Anstieg der Deckungsgrade.
- Feuchte- und Stickstoffzahl entwickeln sich weiterhin räumlich differenziert, wobei ein allgemeiner Anstieg der Stickstoffzahl festzustellen ist. Mesotrophente Nässezeiger nehmen auch nach 1991 zu. Eine randlich gelegen Fläche weist Kalkungsmerkmale auf.

Fazit

Dauerflächenanlagen in zwei Untersuchungsgebieten (UG) ermöglichen Studien zur Vegetationsentwicklung in Abhängigkeit von **unterschiedlichen Umweltsituationen und Zeiträumen**. In der Kriegswiese repräsentieren die Dauerflächen den Randbereich eines Moores, der teils von einem verlandenden Torfstich beeinflusst wird. In Mothhäuser Heide und Bärenlochheide spiegeln die Dauerflächen eine große Breite an Standorten wider. Weite Bereiche sind durch verlandende Gräben geprägt. Der Zeitraum (1959 bis 2004) umfasst Beginn, Kulmination und Abklingen der SO₂-Immissionen. Nahezu alle Dauerflächen der UG waren im Ausgangszustand walddgeprägt. Alle Waldbestände wurden durch die Immissionen und deren Folgewirkungen geschädigt, teils sogar zerstört.

Die Entwicklung der Vegetation verläuft **räumlich differenziert**. Einzelne Probeblächen weisen starke Veränderungen auf, die oft nicht gleichrichtet zu angrenzenden Probeblächen sind. Erst auf der Ebene von Auswerteeinheiten und unter Einbeziehung der hydromorphologischen Struktur lassen sich standortsbezogene Trends ableiten.

In Mothhäuser Haide und Bärenlochhaide sank der Deckungsgrad von Baum- und Mooschicht zwischen **1959 und 1991** stark. Moorgehölze breiten sich im gehölzfreien Moormächtigtkeitszentrum aus. Oligo- und minerotraphente Nässezeiger nehmen zu. Während Erstere eine weiträumige Vernässung indizieren, belegen Letztere durch ihre Einwanderung in das oligotrophe Moorinnere zusätzlich eine steigende Nährstoffverfügbarkeit. Die errechnete Feuchtezahl der Phytozönosen steigt vor allem in Moorbereichen mit verlandenden Gräben. Die Stickstoffzahl steigt. Von **1991 bis 2004** kommt es erst zu einer erneuten Schädigung und nachfolgend zu einer Regeneration der Bestände. *Picea abies* hat auf Moor eine hohe Schaddisposition. Die Mooschicht regeneriert sich nach Rückgang der Immissionen. Oligo- und mesotraphente Nässezeiger breiten sich weiterhin aus. Die Feuchtezahl der Phytozönosen steigt im zentralen und nordwestlichen Moorteil. Im Gegensatz zum Zeitraum vor 1991 ist ein allgemeiner Anstieg von Reaktions- und Stickstoffzahl festzustellen. Eine Dauerfläche weist Kalkungseinflüsse auf.

In der Kriegswiese kommt es zwischen **1989 und 1997** gleichfalls zu einer erneuten Schädigung von *Picea abies*. Mesotraphente Nässezeiger breiten sich lokal, in einem Laggbereich, stark aus. Die Feuchtezahl der Phytozönosen steigt hier, während sie in anderen Bereichen sinkt.

Wesentliche **ökosystemexterne und -interne Faktoren** (Schwefel-, Nährstoffeinträge; Baumbestände; durch Gräben und Torfstiche gesteuertes Wasserregime) unterliegen einem starken Wandel. Als Komplex bewirken sie eine Sukzession der Vegetation. Die **Vielfalt an Entwicklungen** kann aus lokalen Modifikationen erklärt werden (z. B. Vernässungsgrad je nach Grabenzustand).

Grabeninduzierte und torfstichinduzierte **autogene Regenerationsprozesse** sind anhand von Vernässungen vor allem in Laggs und in der Nähe von Wasserscheiden nachweisbar.

4.5 Verbreitung und Zustand erzgebirgischer Moore im Kontext von Moordegeneration und Moorregeneration

Eine Analyse des Moorzustandes in den UG ist ohne eine Einbeziehung der Moore im UR und in ganz Sachsen nicht repräsentativ. Im Folgenden werden deshalb die beiden übergeordneten Bezugsräume näher betrachtet. Datenbasis ist die PNV-Karte Sachsens, die entsprechend der PNV-Definition und der angewendeten Kartiermethodik den aktuellen Zustand der Standorte widerspiegelt (vgl. SCHMIDT et al. 2002) und einige bisher bestehende Informationslücken zur Ausprägung der Moore schließt.

4.5.1 Vegetationseinheiten der PNV als Widerspiegelung des allgemeinen Moorzustandes

Die standortkundliche Charakteristik zur PNV Sachsens (SCHMIDT et al. 2002) enthält für 36 von 162 Kartiereinheiten Hinweise auf eine teilweise oder vollständige Bindung an Torfstandorte. Es handelt sich um 20 Grund- bzw. Untereinheiten und 16 Komplexeinheiten, die sich zu insgesamt 22, Moorstandorte widerspiegelnde Basiseinheiten aufschlüsseln lassen. Darüber hinaus existieren einige größere Torflager, die in den GIS-Daten separat ergänzt werden mussten (Anlage B 4.5-1, 4.5-2). Werden die Basiseinheiten zu moorspezifischen „Auswerteeinheiten“ (AE, Tab. 4.5-1, Herleitung in Anlage B 4.5-3) zusammengefasst, zeigt sich die potenzielle Präsenz in den Bezugsräumen Erzgebirge und Sachsen (Karten in Anhang 4.5-1).

Tab. 4.5-1: Übersicht zu den Flächenanteilen moorspezifischer „Auswerteeinheiten“ der Potenziellen Natürlichen Vegetation in Sachsen und im Untersuchungsraum

Auswerteeinheit (AE)		Fläche der AE im Bezugsraum (ha)		Flächenanteil der AE an allen AE im Bezugsraum (%)		Flächenanteil der AE im Erzgebirge an der AE in Sachsen (%)
		Sachsen	Erzgebirge	Sachsen	Erzgebirge	
1		3	4	5	6	7
AE 1	Vegetation offener Moore	1.022	376	6,2	4,4	37
AE 2	Moorbirken-Moorgehölz/wald	527	177	3,2	2,1	34
AE 3	Waldkiefern-Moorgehölz/wald	637	0	3,9	0,0	0
AE 4	Rauschbeeren-Moorkiefern-Moorgehölz	53	53	0,3	0,6	100
AE 5	(Fichten-)Spirken-Moorwald	45	45	0,3	0,5	100
AE 6	Fichten-Moorwald, Rauschbeeren-AF	90	90	0,5	1,1	100
AE 7	Fichten-Moorwald, Drahtschmielen-AF	925	918	5,6	10,8	99
AE 8	Planarer Wollreitgras-Fichtenwald	1.591	0	9,7	0,0	0
AE 9	Montaner Wollreitgras-Fichtenwald	4.369	4.309	26,6	50,9	99
AE 10	Erlen-Moorbirken-Bruchwald	553	0	3,4	0,0	0
AE 11	Großseggen-Erlen-Bruchwald	3.515	14	21,4	0,2	0
AE 12	Montaner Sumpfdotterblumen-Erlenwald	2.549	2.383	15,5	28,1	93
AE 13	Sonstige Vegetationstypen	555	101	3,4	1,2	18
SUMME		16.432	8.466	100,0	100,0	-

Den gegenwärtigen, anthropogen geprägten Standortverhältnissen (vgl. Kap. 4.3.2) entsprechend wären niedrigwüchsige Gehölzbestände und Wald die beherrschenden Formationen auf Moor. Ihre Anteile an der sächsischen und erzgebirgischen Moorfläche wären ähnlich hoch

(94 % bzw. 96 %, Spalte 5/6, AE 2-13). Zu den dominanten Einheiten würden sachsenweit mesotraphente Wollreitgras-Fichtenwälder (AE 8, 9; 5.960 von 16.532 ha = 36 %) und eutraphente Erlenwälder (AE 10-12; 6.617 ha = 40 %) gehören. Demgegenüber treten Einheiten, die nahezu ausschließlich oligotrophe Moorstandorte widerspiegeln, deutlich zurück (AE 4-7; 1.112 ha = 7 %) – eine Feststellung, die in abgeschwächter Form bereits für die Gesamtheit der UG zu ziehen war (Kap. 4.3.3). Im Erzgebirge haben etliche Auswerteeinheiten ihren Verbreitungsschwerpunkt in Sachsen (Tab. 4.5-1, Spalte 7: AE 7, 9, 12) oder kommen ausschließlich nur im Erzgebirge vor (AE 4-6). Über 4.360 ha der Moorstandorte würden im Erzgebirge von Wollreitgras-Fichtenwäldern eingenommen (AE 9, Sp. 4), deutlich mehr als in allen UG. Überwiegend handelt es sich um eine torfmoosreiche Ausbildung (PNV-KE 6.1.5), die damit sachsenweit fast ein Fünftel des potenziellen Bestandes an PNV-Kartiereinheiten stellt, die von Wollreitgras-Fichtenwäldern (21.030 ha, SCHMIDT et al. 2002) geprägt werden. Bemerkenswert ist dies auch, weil dieser Vegetationstyp (der üblicherweise nicht als moortypisch eingestuft wird) die erzgebirgischen Moore unter den gegenwärtigen Verhältnissen mit 50 % Anteil in weiten Bereichen beherrschen könnte. Die räumliche Verteilung der AE ist in Anhang 4.5-1 (Karten 2-7) dargestellt. Im relativ moorarmen Osterzgebirge finden sich auf überwiegend flachgründigen und nährstoffreicheren Torfen vor allem mesotraphente Wollreitgras-Fichtenwälder und (schwach) eutraphente Erlenwälder (Karten 5/6). Im Mittel- und Westerbirge kommen auf flächigen und mächtigen Torfen oligotraphente Moorwälder hinzu (Karten 2/4). Das Westerbirge weist nur im Nordteil eutraphente Erlenwälder über Torf auf (Karte 6) – ein Ausdruck der geringen Nährstoffversorgung über silikatreichen Graniten (vgl. Kap. 2.2).

Sachsenweit sind laut PNV-Karte aktuell etwa 6 % aller Moore nässebedingt **waldfrei**, im Erzgebirge etwa 4 %. Dieser Wert bedarf einer Relativierung:

1. Moore mit einem hohen Anteil natürlich waldfreier, d. h. sehr nasser und möglicherweise noch torfbildender Bereiche sind in Sachsen sehr selten. Sie befinden sich z. B. im Erzgebirge in den NSG „Kleiner Kranichsee“ (C25), „Schwarze Heide – Kriegswiese“ (C14) und im Tiefland im NSG „Dubringer Moor“ (D78). Letzteres NSG stellt mit 240 ha (Anlage B 4.6-2) bereits 24 % der Offenmoorfläche Sachsens (vgl. Tab. 4.5-1).
2. Beachtlich ist der Anteil waldfreier Standorte in ehemaligen, sich regenerierenden Torfstichen. Während solche Regenerationsbereiche in den erzgebirgischen Mooren (NSG „Schwarze Heide – Kriegswiese“ C14, „Hormersdorfer Hochmoor“ C05, „Grünheider Hochmoor“ C17) relativ kleinflächig sind, nehmen sie in einigen Tieflandsmooren (Wildenhainer Bruch, Zadlitzbruch im NSG „Presseler Heidewald- und Moorgebiet“ L44) große Flächen von ca. 150 ha bzw. 15 % der Offenmoorfläche Sachsens ein (Näheres in Kap. 4.5.4). Hervorzuheben ist, dass es sich hierbei um zwar wertvolle, jedoch sekundäre Standorte handelt, die ihre ursprüngliche Moorstruktur weitestgehend verloren haben.
3. Ein Teil der Moore ist zwar aktuell natürlich waldfrei, dürfte auf Grund seiner Genese als Verlandungsmoor im Umfeld von Teichen über lange Zeiträume zur Bewaldung tendieren (Tiefland: Moore im NSG „Niederspeer Teichgebiet“ D13, 89 ha; NSG „Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet“ D93, 60 ha; Erzgebirge: NSG „Großhartmannsdorfer Großteich“ C02, 4 ha).

4. Unsicherheiten bestehen in Anbetracht der Ergebnisse von Kap. 4.1.4 hinsichtlich der Waldfähigkeit aktuell gemähter Moorbereiche. Die sich hier etablierenden anthropogenen Grünlandgesellschaften sind oft schwer von denen des natürlichen Grünlandes zu trennen (z. B. *Caricetum nigrae*, vgl. PHILIPPI 1998). Sie könnten in der PNV-Karte teils unberechtigt als potenziell waldfrei eingeschätzt worden sein (Moorteile im NSG „Hermannsdorfer Wiesen“ C26).

Einigermaßen sicher anzunehmen ist die natürliche und die sekundäre Waldfreiheit sächsischer Moore zumindest im Bereich von geschätzten 300 ha bzw. 200 ha (Pkt. 1 u. 2), was zusammen etwa 1 % der Moorfläche Sachsens entspricht. Die „Vegetation offener Moore“ (AE 1) umfasst ausschließlich Vegetationstypen mesotropher bis eutropher Moorstandorte (Basiseinheiten „Vegetation bodensaurer offener Zwischen- und Niedermoore“, „Vegetation der Kalkzwischen- oder -niedermoore“). Waldfreie Armmoore waren in der PNV-Karte aus Maßstabsgründen (M 1 : 50.000) nicht darstellbar und sind deshalb in der Bilanz nicht enthalten! Um diese Informationslücke zu füllen, wurden Daten der aktuellen Vegetation recherchiert. Nachweise ergeben sich derzeit auf einer Fläche von ca. 4 ha, vor allem im Westerzgebirge (NSG „Kleiner Kranichsee“ – ein Fundort mit 3,0 ha; „Großer Kranichsee“ – mehrere Fundorte mit 0,7 ha; „Mothhäuser Heide“ – zwei Fundorte mit 0,05 ha; LfUG 2007, SCHINDLER et al. 2008). Hinsichtlich einer minimalen Fläche und des in allen drei NSG fortgeschrittenen Gehölzbewuchses mit *Pinus rotundata* kann bei Fortbestand der aktuellen Standortverhältnisse von einem dauerhaften Vorkommen nässebedingt waldfreier Armmoore im Erzgebirge bzw. in Sachsen nicht ausgegangen werden.

4.5.2 Aktuelle Verbreitung von Moorstandorten

Auf Basis der PNV-Karte lassen sich Moorflächen von ca. 165 km² in Sachsen bzw. 85 km² im UR (Tab. 4.5-1) und Mooranteile von 0,9 % der Landesfläche bzw. 2,3 % der Fläche des UR ermitteln. Sachsen zählt damit zu den moorarmen Bundesländern (zum Vergleich moorreich: Mecklenburg 12,5 %, moorarm: Thüringen < 0,1 %; COUWENBERG & JOOSTEN 2001). Wird der Mooranteil auf einer Rasterbasis von TK10-Quadranten (ca. 3 x 3 km) ermittelt und visualisiert, zeigt sich, dass durchaus moorreiche Regionen existieren, in denen bis zu 40 % der Fläche vermoort sind (Abb. 4.5-1). Nennenswerte Anteile treten vor allem im kühlhumiden und niederschlagsreichen Bergland und in den klimatisch weniger humiden, jedoch grundwassergeprägten Naturräumen des Tieflandes auf. Generell moorarm, in Teilen sogar moorfrei ist das Hügelland, insbesondere in den Trocken- und Lößgebieten (Leipziger Land, Mittelsächsisches Lößhügelland, Oberlausitzer Gefilde, Östliche Oberlausitz). Erhöhte Mooranteile (> 5 %) in mehreren, aneinandergrenzenden Rasterflächen, meist unter Vorkommen mehrerer Moore, markieren Verbreitungsschwerpunkte, so um Pressel (Abb. 4.5-1, Nr. 1), Laußnitz (Nr. 2), Hoyerswerda (Nr. 3), Bad Muskau (Nr. 4), Muldenberg (Nr. 5), Schneeberg (Nr. 6), Carlsfeld (Nr. 7), Geyer (Nr. 8) und Kühnhaide (Nr. 9). Hier kann von „Moorregionen“ gesprochen werden. Darüber hinaus existieren weitere kleine moorreiche Gebiete. Die höchsten Mooranteile (> 40 %) werden von Dubringer Moor (bei Nr. 3) und Mothhäuser Haide (bei Nr. 9) bewirkt.

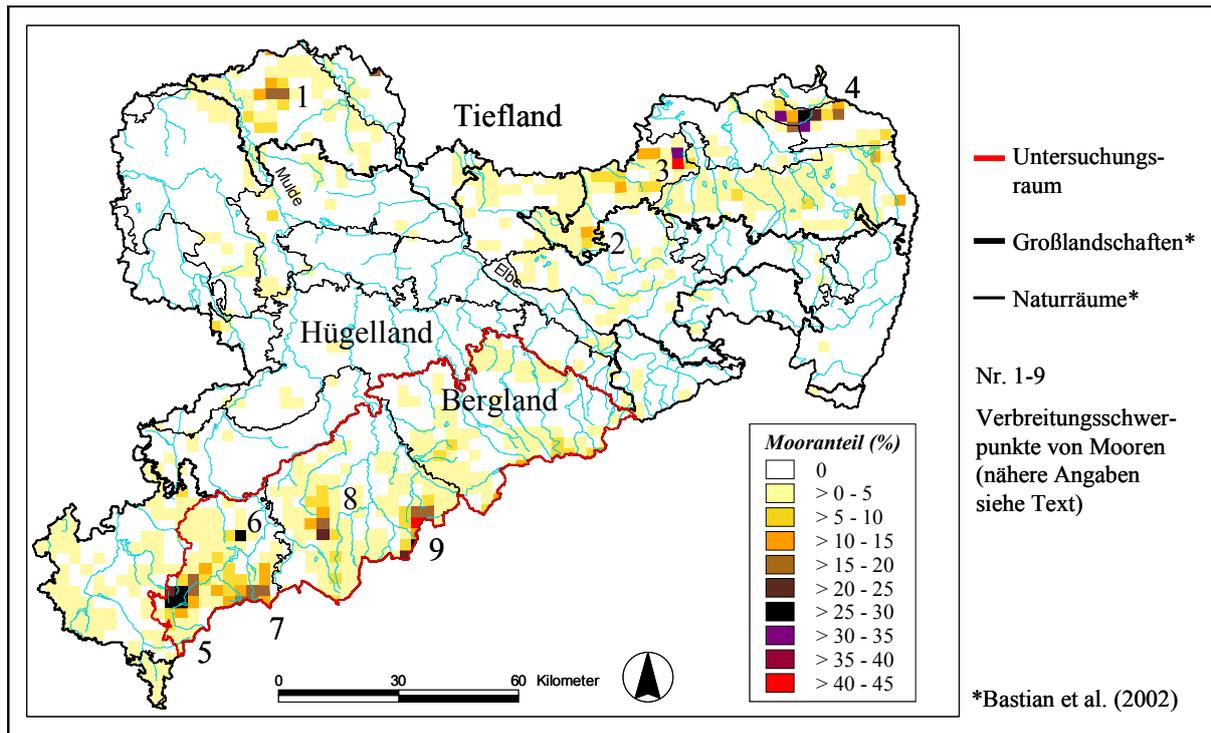


Abb. 4.5-1: Aktuelle Moorverbreitung in Sachsen – Rasterdarstellung auf Basis von TK10-Quadranten (Bearbeitung: CONRAD & WENDEL 2005; Datenbasis: SCHMIDT et al. 2003)

Die Verbreitungsschwerpunkte der **Tieflandsmoore** sind an hohe Grundwasserstände gebunden, wie sie in etlichen Niederungen (z. B. der Pulsnitz) vorherrschen. Von besonderer Bedeutung für die Ausbildung großer Moorkomplexe sind eiszeitliche Aufstauhungen wasserleitender bzw. -stauender Schichtfolgen (vgl. MANNFELD & RICHTER 1995). Eine ausgeprägte Moorregion ist der Muskauer Faltenbogen (Nr. 4).

Die Moorverbreitung im **Bergland** beschränkt sich im Wesentlichen auf den UR Erzgebirge und Teile des Vogtlandes. Von 561 TK10-Quadranten des UR enthalten 283 Quadranten Moorstandorte. Einen Mooranteil von > 10 % erreichen 34 Quadranten. Erwartungsgemäß ist auch im UR der Mooranteil nicht gleichmäßig hoch. Moorreiche Landschaften finden sich nur im West- und Mittelergebirge – hier vor allem in den Kamm- und höheren Lagen. Weiträumige Muldenlagen sind typisch für die Moorkomplexe Schneeberg, Carlsfeld, Geyer und Kühnhaide. Eine Ausnahme bilden die flächig vermoorten Talsysteme um Muldenberg mit ihren amöbenartigen Moorflächen (Anhang 4.5-1, Karte 1, Pfeil). Moorarm sind die großräumigen, stark geneigten Taleinhänge der Flusssysteme von Bockau, unterer Zwickauer Mulde, Zschopau und unterer Flöha. Auf den dazwischen liegenden Höhenzügen greifen die Moore jedoch deutlich nach Norden und damit in die unteren Berglagen aus. Im Osterzgebirge gibt es flächenmäßig nennenswerte Moore nur östlich Deutscheinsiedel, am Kahleberg und im Umfeld der Sandsteingebiete. Dass die Verbreitung der Moore nicht nur klimatisch, sondern ganz wesentlich auch **geomorphologisch bedingt** ist, deutet sich hiermit an und soll an Hand der mittlergebirgischen Moorregion um Kühnhaide untersetzt werden: Aufgrund ihrer östlichen und teils auch tieferen Lage ist sie niederschlagsärmer als die westerzgebirgischen Moorkomplexe (vgl. BERNHOFER et al. 2008, Abb. 4.2.1-1), erreicht aber bei ähnlicher Aus-

dehnung mit 40 % gegenüber 20 % einen wesentlich höheren Mooranteil. Ursache ist die abflusshemmende Lage auf einem eingemuldeten Hochplateau. Im Kontrast dazu stehen die stärker reliefierten Gebiete um den Kahleberg (unmittelbar am Erzgebirgssüdabfall!), um Deutscheinsiedel (nahe Flöhatal) oder Johanngeorgenstadt (Dominanz kuppenartiger Granitberge), in denen den Mooren aufgrund der Topographie enge Wachstumsgrenzen gesetzt sind.

Von den Moorregionen des Erzgebirges liegen nur die um Muldenberg und Geyer vollständig auf der sächsischen Seite, während die Moore um Carlsfeld und Kühnhaide randliche Ausläufer der böhmischen Moorregionen um Přebus und Hora Sv. Šebestiána sind, die in lang gestreckten Muldenlagen den Erzgebirgskamm mit Unterbrechungen von SW nach NO begleiten und die hier sehr ausgedehnte Moore umfassen (Novodomske rašelinište bei Hora Sv. Šebestiána mit ca. 500 ha; grenzübergreifende Darstellung siehe KÄSTNER & FLÖBNER 1933).

4.5.3 Einschätzung des Moorzustandes auf Basis der PNV-Karte

Die KE der PNV können prinzipiell in Standortmerkmale transformiert und damit der Moorzustand bilanziert werden. Die Informationstiefe hängt dabei ganz wesentlich von der vegetationskundlichen bzw. ökologischen Gliederungstiefe und damit von der engen Anbindung der Basiseinheiten an bestimmte Standortzustände ab.

Torfmächtigkeit

Eine enge Bindung zwischen Standort und KE existiert für diesen Parameter nur im montanen Bereich. Trennbar waren geringmächtige, meist mesotrophe und eutrophe Torfauflagen < 0,8 m sowie mächtige, meist oligotrophe Torfauflagen > 0,8 m (überwiegend LBF „Reitzenhainer Moor“). Es ergibt sich für das Erzgebirge folgende Bilanz:

- mächtige Torfe: AE 4-7 = 1.106 ha = 13 % der Moorfläche
- geringmächtige Torfe: AE 1, 2, 9, 11, 12 = 7.360 ha = 87 % der Moorfläche

Mit nahezu 9/10 der Fläche sind die geringmächtigen Moorbereiche dominant. Sie werden überwiegend von Wollreitgras-Fichtenwäldern besiedelt und damit im Allgemeinen als Moor nicht wahrgenommen, was ihrer flächenmäßigen Bedeutung jedoch nicht gerecht wird.

Ökologisch-phytozoologische Moortypen

SUCCOW (1988) unterscheidet fünf vegetationskundlich ansprechbare „ökologische Moortypen“. Die Zuordnung der Basiseinheiten zu den Moortypen ist aus den Anlagen B 4.5-1 und 4.5-2 ersichtlich. Mesotroph-saure Zwischenmoore dominieren auf fast 2/3 der Moorfläche. Mesotroph-basische und subneutrale Zwischenmoore haben eine minimale Präsenz (letztere wurden deshalb in der PNV-Karte nicht dokumentiert). Eutrophe Reichmoore nehmen immerhin 1/4 der Moorfläche ein, **während oligotroph-saure Armmoore entsprechend des geringen Anteils mächtiger Moore recht selten sind** (siehe Abschnitt „Torfmächtigkeit“). Die Anteile der Moortypen im Erzgebirge sind im Vergleich zu denen sachsenweit stark zu Gunsten der mesotrophen und zu Lasten der eutrophen Standorte verschoben (Tab. 4.5-2).

Tab. 4.5-2: Fläche und Anteil der ökologischen Moortypen in den Bezugsräumen Erzgebirge und Sachsen

Ökologischer Moortyp	Fläche der ökol. Moortypen (ha)		Anteil der ökol. Moortypen (%)	
	in Sachsen	im Erzgebirge	in Sachsen	im Erzgebirge
Spalte 1	2	3	4	5
oligotroph-sauerer Armmoor	1.869	1.116	11,4	13,2
mesotroph-saures Zwischenmoor	10.333	6.620	62,9	78,2
mesotroph-subneutrales Zwischenmoor	keine Daten	keine Daten	(<1)	(<1)
mesotroph-basisches Zwischenmoor	1	keine Daten	<1	(<1)
eutrophes Reichmoor	4.228	729	25,7	8,6
SUMME	16.432	8.465	100	100

Daten aus Anlage B 4.5-1, 4.5-2 (letzte Zeile)

Standortkundliche Nährkraftstufen

Die KE sind hinreichend ausdifferenziert, um eine grobe Schätzung vornehmen zu können (Zuordnung der KE zu Nährkraftstufen siehe Anlage B 4.5-1). Die KE „Beerstrauch-Fichten-Moorwald“ wurde den Ergebnissen von MÜLLER et al. (2005) entsprechend der Stufe „ziemlich arm“ zugeordnet. **Bereiche der Nährkraftstufe „arm“ nehmen in Sachsen 6 % und im Erzgebirge 2 % der Moorfläche ein** (Tab. 4.5-3, Sp. 4/5). Dominant sind mit 68 % bzw. 89 % als „ziemlich arm“ und „mittel“ eingestufte Standorte, während „kräftige“ und „reiche“ Standorte demgegenüber in ganz Sachsen bzw. im Erzgebirge zurücktreten (26 % bzw. 9 %).

Tab. 4.5-3: Fläche und Anteil der standortkundlichen Nährkraftstufen in den Bezugsräumen Erzgebirge und Sachsen

Nährkraftstufe	Fläche der Nährkraftstufe (ha)		Anteil der Nährkraftstufe (%)	
	in Sachsen	im Erzgebirge	in Sachsen	im Erzgebirge
Spalte 1	2	3	4	5
arm	944	198	5,7	2,3
ziemlich arm	6.773	4.737	41,2	56,0
mittel	4.486	2.801	27,3	33,1
kräftig	3.892	727	23,7	8,6
reich	337	1	2,1	0,0
SUMME	16.432	8.465	100	100

Daten aus Anlage B 4.5-1, 4.5-2 (letzte Zeile)

Standortkundliche Feuchtestufen

Eine Kernaussage zum aktuellen Feuchtegrad der Moore liefert die Bilanz der Auswerteeinheiten (Tab. 4.5-4). Sachsen- bzw. erzgebirgsweit ist der Grundwasserstand von 94 % bzw. 96 % aller Moorstandorte derart abgesenkt, dass potenziell Gebüsch- bzw. Waldgesellschaften vorherrschen würden! Für eine detaillierte Bilanz des Feuchtegrades sind die KE nur im Bereich der Armmoore hinreichend tief gegliedert. Die FSK unterschied von den mittleren Berg- bis zu den Kammlagen drei Standortgruppen: OIII, OII, OI. Sie werden mittlerweile

Werden Ausnahmerecheinungen mit geringer Entwässerungsdichte nicht berücksichtigt (Mooshaide – großteils gering entwässerter Torfstich; Kriegswiese – kaum entwässert), hat das Grabensystem allein im Bereich aller Moore des sächsischen Erzgebirges (8.465 ha) eine Ausdehnung **zwischen 4.500 km und 6.000 km** (im Ansatz Kühnhaide bzw. Deutscheinsiedel). Bezogen auf Armmoore (1.132 ha) könnte es sich um 580 km bis 800 km handeln. Da hierbei die Fläche mineralischer Nassstandorte, die teils in der EZG der Moore liegen und für den Wasserhaushalt bedeutend sind, nicht berücksichtigt wurde, handelt es sich noch um moderate Werte.

Ökogramme

Aus den gewonnenen Erkenntnissen und Erfahrungen lassen sich Ökogramme ableiten, welche die Beziehungen zwischen Standort und Vegetation darstellen. Etliche Standortstypen sind derzeit nicht hinreichend charakterisiert. So wurden von der FSK im Bereich der Montanen Sumpfdotterblumen-Erlenwälder mineralische Nassstandorte kartiert (LBF „Oelsengrunder Quellmulde“), obwohl dort bei eigenen Sondierungen flachgründige Torfe bis zu 0,8 m Mächtigkeit nachweisbar sind. Die Ökogramme sind derzeit von theoretischem Charakter, können aber zukünftig zur Überprüfung der Standortskarten anhand der aktuellen Vegetation herangezogen werden und werden deshalb in Anlage B 4.5-4 dokumentiert.

4.5.4 Vorkommen autogener Moorregeneration in Sachsen

4.5.4.1 Überblick

Lokalisierung von Regenerationsflächen

Im Verlaufe der Recherchen ergab sich, dass kein verfügbares Kartensystem Regenerationsflächen explizit ausweist, obwohl dies wegen des hier stattfindenden, relativ raschen Standorts- und Biotopwandels sinnvoll wäre. **Die dokumentierten Flächen sind zumeist Zufallsfunde**, die im Rahmen von Geländebegehungen aufgefunden wurden. In 29 von 83 Fällen konnte aus den Beschreibungen der selektiven Biotopkartierung auf untersuchungswürdige Bereiche geschlossen werden (Anlage A 4.5-1, Sp. 11). Die forstliche Standortskartierung wies 38 Mal organische und 28 Mal mineralische Nassstandorte aus (Sp. 15). Die restlichen Flächen waren „nicht kartiert“. Für sehr nasse, gehölz- und waldfreie Standorte wird bislang **keine eigene standortkundliche Feuchtestufe** vorgehalten. Fortgeschrittene Regenerationen sind auf diesem Weg folglich nicht lokalisierbar. Als Folge dieser Erkenntnisse wurden vom Autor im Rahmen der PNV-Kartierung autogen regenerierende Flächen und deren Vegetationseinheiten gesondert berücksichtigt, allerdings ebenfalls nicht explizit ausgewiesen. Diese Information erlaubt dem Nutzer eine erste, wenn auch grobe Orientierung, ob überhaupt ein Potenzial zur Regeneration auftritt. Während etliche Einheiten typisch für sich regenerierende Torfstichkomplexe sind (KE 0.2.1/12.1, 11.4/0.2.1, 11.4/5.2.4/12.1/0.2.1, 12.1/0.2.1/11.4, 12.4/0.2.1), kennzeichnen andere Einheiten insbesondere Moore, die entwässert wurden und sich nachfolgend durch Grabenverlandung lokal regenerieren (KE 6.1/0.2.1, 6.1/0.2.1/11.4, vgl. SCHMIDT et al. 2002).

Flächenbilanz

Im sächsischen Erzgebirge konnten 83 Moore festgestellt werden, in denen Merkmale einer autogenen Regeneration auftreten. In diesen Mooren sind 94 Regenerationsbereiche eingebettet. Grabeninduzierte Regeneration überwiegt gegenüber torfstichinduzierter Regeneration (60 bzw. 34 Regenerationsbereiche; Anlage A 4.5-1). In acht Mooren (Sp. 35, 56) sind zudem Revitalisierungsmaßnahmen nachweisbar. Nur in drei Fällen (Lehm-, Hühnerhaide, Brandhübelmoor, Rote Pfütze) sind autogene Regenerations- und Revitalisierungsflächen identisch, so dass nicht sicher geklärt werden kann, ob die Wiedervernässung Folge der Maßnahme ist oder bereits vorher schon regenerationsbedingt existierte (Sp. 36, 57, Doppelnennungen möglich).

Von Regenerationsprozessen werden nach aktuellem Kenntnisstand 117 ha Moor erfasst, was etwa 1,4 % der Moorfläche im UR (Kap. 4.5.2) entspricht. Die in den UG festgestellten Regenerationen sind damit keine Ausnahmeerscheinung. Die Mehrzahl aller Regenerationsbereiche ist kleinflächig (62 Bereiche $\leq 0,5$ ha; Abb. 4.5-2). Flächengrößen von 1 bis 4 ha konnten in 18 Fällen festgestellt werden, während Flächengrößen von 17 ha (Stengelhaide) bzw. 39 ha (Mothhäuser Haide) im UR Ausnahmeerscheinung sind (Kap. 4.3.4). Die oft geringe Fläche hat Konsequenzen für die Dokumentation des aktuellen Standortzustandes: Würde die Kartierschwelle der forstlichen Standortkartierung zugrunde gelegt ($\geq 1,0$ ha), könnten viele Regenerationsbereiche in den Karten der FSK nicht erfasst oder nur durch räumlich nicht abgrenzte Aufschriften dargestellt werden (64 Bereiche $\leq 0,9$ ha; Anlage A 4.5-1).

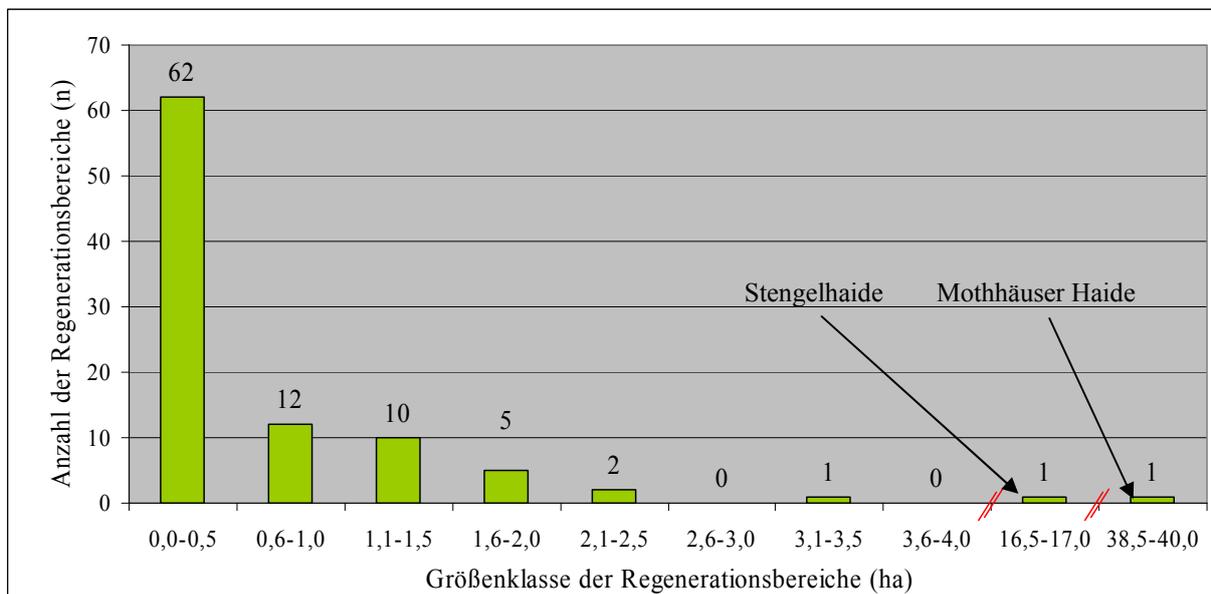


Abb. 4.5-2: Anzahl der vorgefundenen Regenerationsbereiche je Größenklasse

4.5.4.2 Ablauf und Charakteristik der grabeninduzierten Regenerationen im Untersuchungsraum

Regenerationserscheinungen und „Regenerationsstufen“

Die in den UG (Kap. 4.3.4, 4.3.5, 4.4) analysierten und im UR beobachteten Regenerationserscheinungen einer grabeninduzierten Regeneration werden im Folgenden systematisiert

(einzelne Moore siehe Anlage A 4.5-1, Sp. 49-66):

- Das Zuwachsen der Gräben erfolgt meist durch *Sphagnum fallax*, *Eriophorum vaginatum*, *Carex rostrata* oder *C. canescens*.
- Das Eintreten einer Regeneration ist Folge günstiger hydromorphologischer Rahmenbedingungen (Näheres Kap. 4.3.4) und geeigneter Bedingungen im Umfeld der Gräben selbst. Torfbildende Vegetation etabliert sich in den Gräben, wenn eine hinreichende Feuchte besteht (in vielen Gräben nicht gegeben), aber auch keine Erosionen auftritt (in stark geneigten Hauptgräben nicht gegeben, z. B. Mothhäuser Haide). Weiterhin dürfen die meist lichtbedürftigen Arten in den Gräben (AG 1.2, 1.4) nicht beschattet sein (z. B. im Brandhübelmoor in dichten Beständen von *Betula pubescens* oft nicht gegeben).
- Mit dem Erreichen des Regenerationsmerkmals einer „(flächigen) Grabenverlandung“ treten auch in ehemals stark entwässerten Mooren nässeweisende VT auf (z. B. 3b, 3c; Kap. 4.3.4, Tab. 4.3-9, Mothhäuser Haide, Erlhaide).
- Vor allem in stark entwässerten Mooren (Bärenlochhaide) ist ein Teil der moortypischen Arten im Umfeld der Gräben nicht mehr präsent. Sie haben aber Refugien in Gräben (*Sphagnum fallax*, *S. cuspidatum*, *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*) und können sich von dort ausbreiten.
- In Armmooren kommt es bei Übergreifen der Wiedervernässung in die weitere Umgebung je nach Ausgangslage (insbesondere vorhandene Arten) zu folgenden Sukzessionserscheinungen (Kap. 4.4.2, 4.3.5):
 - Deckungsgradzunahme von *Sphagnum*-Arten, Einwanderung von *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*, *Carex canescens* (Art zeigt erhöhte Nährstoffverfügbarkeit),
 - Nässebedingtes Auflichten oder Absterben des Baumbestandes (und Verringerung der Beschattung der Bodenvegetation),
 - (zumindest zwischenzeitliche) Etablierung einer Strauchschicht.
- In Zwischenmooren (Laggs; Kap. 4.4.1) führt die Wiedervernässung je nach Ausgangslage zur:
 - Zunahme von *Sphagnum*-Arten, insbesondere *S. fallax*, Einwanderung oder Zunahme von *Vaccinium oxycoccos*, *Carex rostrata*, *C. canescens*, *Eriophorum angustifolium*,
 - Abnahme von *Vaccinium myrtillus* und *Calluna vulgaris*,
 - Nässebedingtes Auflichten oder Absterben des Baumbestandes (und Verringerung der Beschattung der Bodenvegetation),
- Bei fortgeschrittener Regeneration greift die Verlandung auf gesackte Grabenränder über. Vegetation von Grabenrand und Graben gleichen sich an, so dass der Grabenverlauf unkenntlich wird (Moor im Seiffengrund, Anlage A 4.5-1). In Gefällen kommt es zum seitlichen Überströmen und zur flächigen Vernässungen (Kap. 4.4.2).

Der Übergang quantitativer Veränderung (Anstieg des Grundwasserspiegels) in neue ökosystemare Qualitäten im Zuge des Regenerationsfortschrittes markiert „**Stufen der grabeninduzierten Regeneration**“.

Solche Übergänge sind unter den Bedingungen stark entwässerter, bewaldeter Moore im UR in drei Situationen erkennbar:

- flächige Grabenverlandung (= „Minimalkriterium“; nässeweisende VT) → **Stufe I**
- nässebedingte Veränderung der ökosystemprägenden Baumschicht → **Stufe II**
- Verschwinden der Gräben als erkennbare Struktur (Strukturangleich) → **Stufe III**

Jede der gebildeten Stufen schließt die Merkmale der vorhergehenden Stufe ein. Die nächst höhere Stufe wird erreicht, wenn das hierfür entscheidende Merkmal zumindest lokal auftritt.

Bilanz

Die räumliche Verbreitung der grabeninduzierten Regenerationen ist aus Abbildung 4.5-3 ersichtlich. Regenerationsmerkmale treten in allen moorreichen Gebieten auf (vgl. Kap. 4.5.2), konzentrieren sich jedoch auf das mittlere bis hohe Bergland. Einen nördlich gelegenen Verbreitungsschwerpunkt mit 10 Fundorten gibt es im Tharandter Wald (Pfeil).

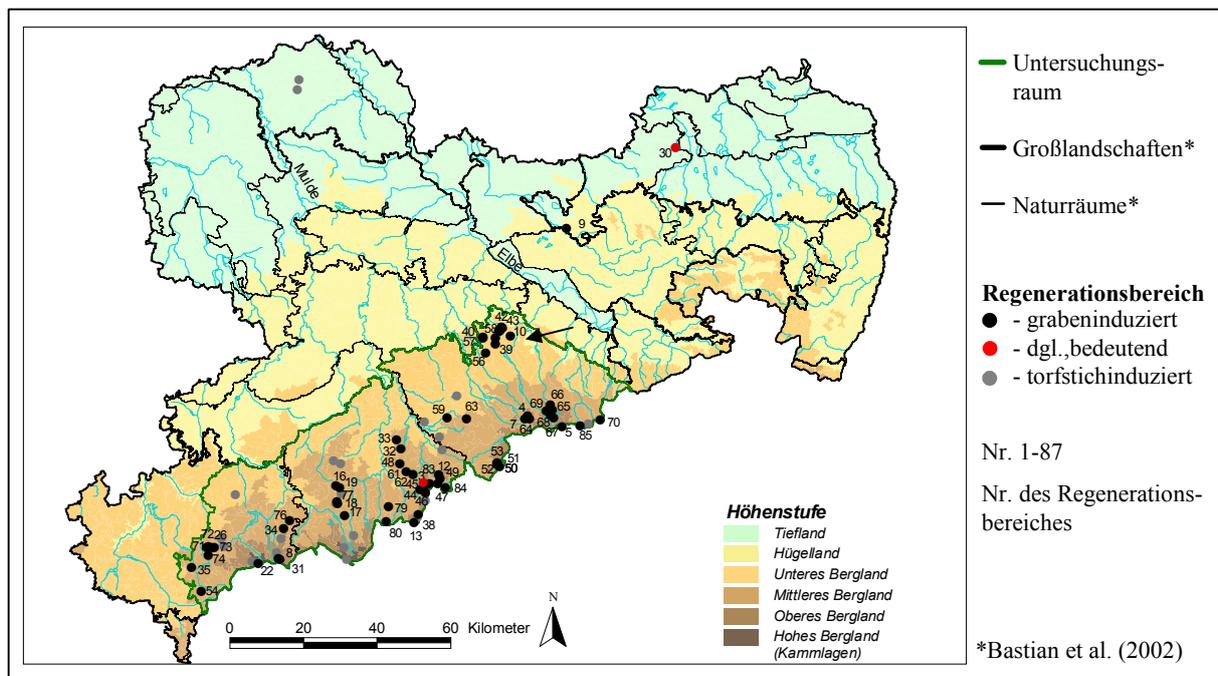


Abb. 4.5-3: Vorkommen autogener, grabeninduzierter Regenerationen

Grabeninduzierte Regenerationen nehmen in 60 untersuchten Mooren eine Fläche von 69 ha ein (Anlage A 4.5-1, Sp. 28, 65). Der größte Regenerationsbereich mit 39 ha befindet sich in der Mothhäuser Haide. Das Flächenmittel liegt bei 1,1 ha (ohne Mothhäuser Haide 0,5 ha). Die einzelnen Regenerationsmerkmale traten mit folgender Häufigkeit auf:

- | | |
|--|----------|
| A) Grabenverlandung (Anlage A 4.5-1, Zeile 85, Sp. 58) | 60 Moore |
| B) Nässezeiger / Nässegradient (Sp. 59) | 46 Moore |
| C) Absterben der Baumschicht (Sp. 60) | 35 Moore |
| D) Baumfreiheit (Sp. 61) | 32 Moore |
| E) Strukturangleich zwischen Grabenrand und weiterer Umgebung (Sp. 63) | 10 Moore |

In einer großen Zahl an Mooren führt die Grabenverlandung mittlerweile so weit, dass es lokal zu Veränderungen der Baumschicht kommt. Selten ist ein Strukturangleich zwischen Gräben und Grabenumgebung zu dokumentieren, in keinem Moor das Auftreten von Regenerationsmerkmalen im gesamten entwässerten Bereich.

Werden aus den erfassten Regenerationsmerkmalen „Stufen der grabeninduzierten Regeneration“ abgeleitet (siehe Abschnitt „Regenerationserscheinungen...“), ergibt sich eine erste Bilanz für den UR (Bewertung der einzelnen Moore siehe Anlage A 4.5-1):

- Stufe I (Regenerationsmerkmal A) 15 Moore
- Stufe II (Merkmal A bis D) 35 Moore
- Stufe III (Merkmal A bis E) 10 Moore

Herausragend ist nach Fläche (39 ha), Regenerationsfortschritt (Stufe III) und (teil)flächiger die Mothhäuser Haide. Nur im Falle von Mothhäuser Haide und den Mooren im Seiffengrund (gleichfalls Stufe III) ließ sich das ungefähre Alter der Regeneration abschätzen. Bei ersterer wurde die Grabenräumung 1875 aufgegeben (vgl. Kap. 4.3.1), letztere wurden in den 1930er Jahren vom Reichsarbeitsdienst entwässert (FICHTNER mdl.). Das ungefähre Alter liegt also bei 134 bzw. 69 Jahren. Die schichtwassergespeisten Moore im Seiffengrund regenerieren sich offensichtlich besonders schnell.

4.5.4.3 Ablauf und Charakteristik der torfstichinduzierten Regenerationen im Untersuchungsraum

Regenerationserscheinungen und „Regenerationsstufen“

In den untersuchten Mooren waren Torfstiche verschiedensten Alters und Sukzessionsfortschrittes anzutreffen. Einzig im 1990 aufgelassenen Torfstich Stengelhaide konnten initiale Stadien festgestellt werden (einzelne Moore siehe Anlage A 4.5-1, Sp. 29-48). Die Regenerationserscheinungen sind wie folgt zusammenzufassen:

- Auch hier ist das Eintreten einer Regeneration Folge günstiger hydromorphologischer Rahmenbedingungen (Kap. 4.3.4). Die Besiedlung frisch abgetorfter Flächen erfolgt teils sehr langsam. Selbst nach 18 Jahren können noch vegetationsfreie und offensichtlich besiedlungsfeindliche Torfflächen vorhanden sein (Stengelhaide; Foto in Anhang 4.3-9, Foto F 10).
- Die Besiedlung verläuft in nassen Mulden weitgehend ausgetorfte Moore schneller als in trockneren Bereichen (Stengelhaide). *Sphagnum*-Arten erreichen vergleichsweise rasch eine hohe Präsenz. Es handelt sich den Standortsbedingungen entsprechend überwiegend um mesotraphente Arten.
- Die Erstbesiedlung erfolgt in oligotrophen Bereichen durch *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium* und *Carex canescens*, denen allerdings oft eine dichte Gehölzbesiedlung folgt. Die Arten indizieren in einem solchen Fall eine scheinbar hohe Nässe, sind aber vor allem auf Grund ihrer schnellen Ausbreitung dominant (Stengelhaide, Kap. 4.3.4).
- Bereiche, die kaum Torf aufweisen, aber im Abstrom mächtiger Torfkörper (westlicher Torfstich Stengelhaide) liegen und Bereiche, die geringe Torfaufgaben haben, aber vom

minerotrophen EZG abgeschirmt sind, heben sich durch einen auffällig geringeren Anteil mesotropher Arten, teils auch schon durch einen höheren Anteil ombrotropher *Sphagnum*-Arten ab.

- Die Erstbesiedlung erfolgt in mesotrophen Bereichen durch *Juncus squarrosus*, *J. effusus*, *J. conglomeratus*, *Deschampsia cespitosa* und bei höherer Trockenheit *Calamagrostis epigeios*. *Sphagnum*-Arten treten hier wie im vorhergehenden Fall zeitlich verzögert auf (Stengelhaide).
- Quellbereiche entwickeln sich ähnlich wie Mulden, die hier oft ihren Ausgang nehmen. Sie sind an dem mehr oder minder vollständigen Auftreten einer quelltypischen Artengruppe zu erkennen (AG 5.1, 5.2; u. a. *Phragmites australis*, *Viola palustris*, *Angelica sylvestris*, *Scirpus sylvestris*, *Typha latifolia*, *Equisetum palustre*, *Valeriana dioica*, Torfstich Stengelhaide, „Ziegelei bei Forchheim“).
- In gekammerten Torfstichen entwickeln sich Schwingrasen aus *Sphagnum*-Arten und *Eriophorum angustifolium* (Kriegswiese), die wahrscheinlich eine starke Torfbildung aufweisen. Selten sind flächige, aufsitzende *Sphagnum*-Rasen (Grünhaider Hochmoor).
- Im Falle einer großflächigen Abtorfung wie in der Stengelhaide ist die schnelle Zunahme von Gehölzen auffällig (WIENER & WIRTH 1992, WENDEL 2008), die nur in den vegetationsfeindlichsten oder in den nassesten Bereichen gebremst verläuft. Da es sich um eine einsetzende Moor Neubildung handelt, führt die Genese offensichtlich über ein bewaldetes Stadium, wie auch in anderen Regionen (WAGNER 1994) nachgewiesen wurde.
- Schreitet die Wiedervernässung voran, kommt es zur Entwaldung (Mooshaide bei Marienberg bzw. bei Obercrinitz).
- Fortgeschrittene Regenerationen werden je nach Feuchte und Trophie von gehölzfreien (oligotroph: VT 2c, mesotroph VT 1a-1d) oder bewaldeten VT (nur mesotroph VT 4a-4d, 5b) gekennzeichnet. Selten stellen sich hochmoorähnliche, schlenkenreiche Strukturen ein (Brandhübelmoor punktuell, Mooshaide bei Obercrinitz flächig).
- Nur bei Übergreifen einer Verlandung auf die Torfstichumgebung konnte das dortige Absterben von Bäumen dokumentiert werden (Kriegswiese, Kap. 4.3.4). Selten tritt ein struktureller Angleich zwischen Torfstich und Umgebung ein (Mooshaide bei Obercrinitz).

Auch hier wird der Übergang zu neuen Qualitäten durch „**Stufen der torfstichinduzierten Regeneration**“ kategorisiert:

- Auftreten von Starknässezeigern (= „Minimalkriterium“) → **Stufe I**
- nässebedingte Veränderung / Fehlen der ökosystemprägenden Baumschicht → **Stufe II**
- lokale Vernässung in bzw. lokaler Strukturangleich mit Torfstichumgebung → **Stufe III**

Die gebildeten Stufen können auf Grund des bei Torfstichen andersartigen strukturellen Eingriffes (Abbau großer Teile des Torfkörpers) und abweichender Parameter nicht mit denen einer grabeninduzierten Regeneration gleichgesetzt werden.

Bilanz

Die **räumliche Verbreitung** torfstichinduzierter Regenerationen konzentriert sich auf mittleres bis oberes Bergland (Abb. 4.5-4). Regenerationen kommen in 34 Mooren mit einer Fläche von 48 ha vor (Anlage A 4.5-1, Sp. 27, 44). Der größte Bereich liegt in der Stengelhaide (17 ha). Das Flächenmittel beträgt 1,4 ha mit und 0,9 ha ohne diesen Extremwert.

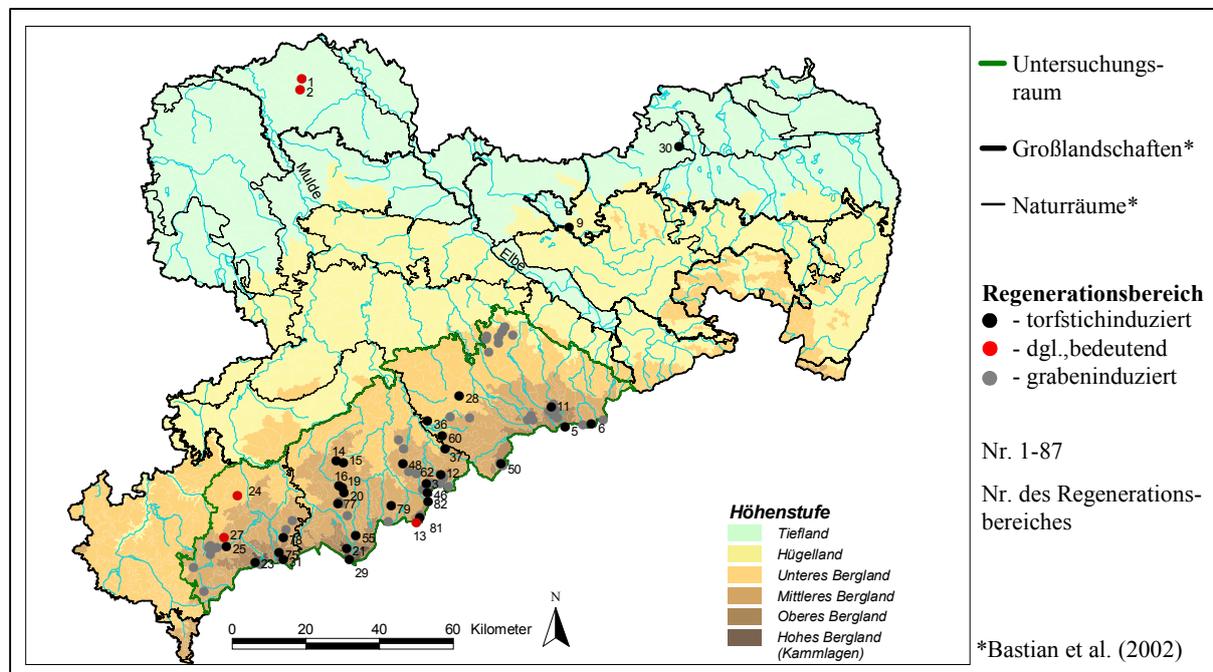


Abb. 4.5-4: Vorkommen autogener, torfstichinduzierter Regenerationen

Regenerationsmerkmale hatten folgende Häufigkeit:

A) Starknässezeiger (Anlage A 4.5-1, Zeile 85, Sp. 37)	34 Moore
B) Absterben der Baumschicht (Sp. 38)	9 Moore
C) lokale Baumfreiheit (Sp. 39)	25 Moore
D) Vernässung in der Torfstichumgebung (Sp. 41)	7 Moore
E) Strukturgleich zwischen Torfstich und weiterer Umgebung (Sp. 42)	2 Moore

Für die „Stufen der torfstichinduzierten Regeneration“ ergibt sich folgende Bilanz (Bewertung der einzelnen Moore siehe Anlage A 4.5-1):

• Stufe I (Merkmal A)	13 Moore
• Stufe II (Merkmal A bis C)	14 Moore
• Stufe III (Merkmal A bis E)	7 Moore

Zu den bedeutsamen Regenerationen zählen aufgrund von Regenerationsfortschritt und vergleichsweise großer Fläche das Grünheider Hochmoor sowie die Kriegswiese. Das Alter der Regenerationen beträgt i. d. R. 100 Jahre. Es scheint für den Regenerationsfortschritt jedoch nicht allein maßgeblich zu sein. So tritt die Stufe I im Torfstich der Mothhäuser Haide nach 188 Jahren, die Stufe III im Grünheider Hochmoor nach 158 Jahren und in der Mooshaide bei Obercrinitz jedoch bereits nach 63 Jahren auf (Anlage A 4.5-1, Sp. 48).

4.5.4.4 Bedeutende Moorregenerationen außerhalb des Untersuchungsraumes

Hinsichtlich ihrer Fläche und Ausprägung sind drei Gebiete des Tieflandes derart herausragend, dass sie abweichend vom Rahmen der vorliegenden Arbeit Erwähnung finden sollen. Es handelt sich um Wildenhainer Bruch, Zadlitzbruch und Dubringer Moor (Abb. 4.5-4, Gebiet Nr. 1, 2, 30). Die beiden erstgenannten Moore wurden durch zwei flächige Torfstiche (betrieben bis 1854 bzw. 1914, HEMPEL & SCHIEMENZ 1986) weitgehend zerstört. Heute befinden sich hier von starker Nässe und Offenvegetation geprägt Regenerationen. Regenerationsfortschritt und Fläche (120 ha bzw. 50 ha) dürften weit über Sachsen hinaus einzigartig sein. Das Dubringer Moor weist sowohl eine flächige torfstich- als auch grabeninduzierte Regeneration auf. Letztere befindet sich im Umfeld des stark verlandenden Vincensgrabens und hat hier zu einer großräumigen hydraulischen Durchgängigkeit geführt.

4.5.4.5 Aktuelle Standorte und Flächenpotenziale

Standörtliche Charakteristik der determinierten Regenerationsbereiche

60 der 83 untersuchten Moore sind anhand von Vegetationsmerkmalen in größeren Teilen als mesotroph-sauer einzustufen. 32 Moore erreichen in Teilbereichen zudem einen oligotroph-sauren Status (vgl. Anlage A 4.5-1, Sp. 18-22). Es ist anzunehmen, dass der Anteil oligotroph-saurer Bereiche durch Torfabbau verringert wurde. Ein eutropher Status ließ sich nur in sieben Fällen dokumentieren, hier handelt es sich meist um Moore an Quellen oder in kleinen Auen, die durch Überflutungen beeinflusst werden (z. B. unmittelbar am Seiffenbach, „X-Bach“ (Sp. 67).

Den Erhebungen der forstlichen Standortkartierung zufolge befinden sich die erfassten Bereiche von graben- bzw. torfstichinduzierter Regenerationen in 17 bzw. 14 Fällen auf mächtigen organischen Nassstandorten (> 0,8 m, Tab. 4.5-5, Sp. 3, 4), in je vier Fällen auf geringmächtigen organischen Nassstandorten und in 27 bzw. acht Fällen auf mineralischen Nassstandorten, selbst terrestrische Standorte wurden ausgewiesen. Für beide Regenerationstypen zeichnen sich Schwerpunkte auf den LBF „**Reitzenhainer Moor**“ (Re.M) und „**Forchheimer Gesteins-Anmoorstaugley**“ (Fo.GG) ab. In vier Fällen wurde die standortkundliche Feuchtestufe „sumpfig“ angegeben (Mothhäuser Haide, Butterwegmoor, Grünheider und Friedrichsheider Hochmoor, Anlage A 4.5-1, Sp. 14). Dass starke Nässe in 32 bzw. in 25 Mooren (graben- bzw. torfstichinduzierter Regeneration, Sp. 39, 61) zur Gehölzfreiheit führt, ist den Standortskarten nicht zu entnehmen (auch keine Aufsichtsskizzen). Ebenso wenig werden grabeninduzierte Regenerationen durch einen eigenständigen Standortstyp oder durch eine spezielle Signatur gekennzeichnet. Torfstiche sind nicht von den typischen mineralischen Nassstandorten durch Lokalbodenform oder Signatur zu unterscheiden (Reifländer, Reuckersdorfer Haide). Allein die Sauschwemme wurde als Torfstich gekennzeichnet (Lokalbodenform „So.T“).

Tab. 4.5-5: Häufigkeit der in den Regenerationsbereichen kartierten Standortstypen

Standortsgruppe	Lokalbodenform	Häufigkeit (n) der Standortsgruppe im Bereich von:	
		grabeninduzierter Regeneration	torfstichinduzierter Regeneration
Spalte 1	2	3	4
Organische Nasstandorte > 0,8m			
OA3 (OIII)	Re.M2, Re.MIII	4	4
OZ3 (OII)	Re.M3	12	8
OZ3 ⁺ (OI)	Re.M3, Re.MI	1	2
Organische Nasstandorte < 0,8m			
OA3	Ns.M3	1	0
OZ3 ⁺ (OI), OZ3	He.GM3	3	4
Sonderstandorte auf Torf			
OZ3 (OII)	So.T	0	1
Mineralische Nasstandorte, anmoorig			
NM1, NM1+	Sa.GG3, Sa.GGII	4	1
Mineralische Nasstandorte			
NA1+	Ns.SG3	4	0
NZ1+, NZI	Sh.GG, Ku.GG	1	1
NM1, NM1+	St.Stz, So.c3, Sc.Stz, Og.GG, Pf.Qu, Fo.GG, Ro.GG, Pf.GG, Gb.LG	12	6
NZ2+	Sp.LG4	1	0
NM2, NM2+	Og.GG4, Pf.GG, Gb.LG	5	0
sonstige Standorte			
TM2	Pf.Gn5	2	0
TZ1	So.Z4	1	0
BM2	Ri.B2	0	1
kein Standortstyp durch FSK ausgewiesen		12	8

Die Nähe des mineralischen Untergrundes (= Geringmächtigkeit der Torfes) wurde speziell für die **grabeninduzierten Regenerationen** anhand von FSK (Torfmächtigkeit < 0,8 m) und eigenen Bohrstocksondierungen vor Ort angesprochen; Anlage A 4.5-1, Sp. 49). 52 von 60 Vorkommen sind in ganzer Fläche dem mineralischen Untergrund nah, nur ein Regenerationsbereich (Erlhaide), weist ausschließlich hohe Torfmächtigkeiten auf, sieben Vorkommen (Mothhäuser Haide, Butterwegmoor, Krünigs-, Lehm-, Hühner-, Westl. Stengelhaide, „Hammerbrücke 1“) konnten beiden Kategorien zugewiesen werden. Hydromorphologisch betrachtet befinden sich die grabeninduzierten Regenerationen häufig auf flachen Torfdecken oder in den Randlagen (oft Laggs) bzw. Rüllen der Armmoores (vgl. Kap. 4.3.4). Die Prägung durch mineralreiche Wässer spiegelt sich letztlich in den Regenerationsstufen II und III deutlich wider: 32 Offenflächen waren mesotroph-sauer und nur zwei oligotroph-sauer (Mothhäuser Haide, Georgenfelder Hochmoor; Anlage A 4.5-1, Sp. 50-54). Die im UR geologisch bedingt geringe Nährstoffverfügbarkeit drückt sich in der Seltenheit des eutrophen Status (7 Moore, z. B. Moor bei Rübenau) aus. Aus Verbreitungsmuster und standörtlicher Charakteristik lässt sich schlussfolgern, dass für grabeninduzierte Regenerationen eher hydromorphologische oder geologische als klimatische Faktoren ausschlaggebend sind (vgl. Kap. 4.5.2).

Für **torfstichinduzierte Regenerationen** erweist sich dagegen die Ausformung des Torfstiches entscheidend. Besonders regenerationsförderlich sind abflusshemmende Kammerungen bäuerlicher Torfstiche (Kriegswiese) oder industrieller Abbauten („Strossen“ in Wildenhainer Bruch und Zadlitzbruch). Da meist mineralbodennah ausgetorft wurde, besteht fast immer ein mesotroph-saurer (24 Moore), selten auch ein eutropher Status (2 Moore). Nur in der Mooshaide bei Obercrinitz ist ansatzweise ein oligotroph-saurer Status zu erkennen (Sp. 29-33).

Abschätzung des Flächenpotenzials

Eine seriöse Schätzung des Flächenpotenzials mit dem Regenerationsbereiche im UR auftreten könnten, ist mit den angewandten Methoden nicht möglich. Allerdings lässt sich anhand spezieller KE der PNV (Abschnitt Kap. 4.5.4.1) ermitteln, wie groß die Bereiche sind, in denen bereits heute punktuell oder in Teilen eine Regeneration auftritt (vgl. Anlage B 4.5-2, Sp. 4). Werden Anzahl und Fläche der entsprechenden KE aufsummiert, zeigt sich, dass solche Verdachtsbereiche mit 214 Vorkommen auf 2.181 ha (Tab. 4.5-6) nicht unerheblich sind, insbesondere in Anbetracht dessen, dass sich einige KE (KE 6.1/0.2.1) überwiegend auf mineralischen Nassstandorten und flachgründigen Torfen befinden, die als normal bewirtschaftbar gelten. Hinzu kommen weitere Bereiche (KE 6.1.5 – ca. 4.000 ha, KE 12.3 und 12.4 – ca. 1.000 ha), die ebenfalls Produkt einer früheren Torfbildung sind und nach Grabenverlandung (geschätzte 4.500-6.000 km, Kap. 4.5.3) in Teilen wieder zur Torfbildung übergehen könnten.

Tab. 4.5-6: Bilanz der PNV-Kartiereinheiten, die auf ein Potenzial zur Regeneration hinweisen

PNV-Kartiereinheit	Zahl der Vorkommen (n)	Fläche (ha)
KE 0.2.1/12.1	1	3
KE 6.1/0.2.1	139	1.378
KE 6.1/0.2.1/11.4	3	80
KE 11.4/0.2.1	19	211
KE 11.4/5.2.4/12.1/0.2.1	6	93
KE 12.1/0.2.1/11.4	23	239
KE 12.4/0.2.1	23	177
SUMME	214	2.181

Fazit

Die Moorstandorte des Untersuchungsraumes (UR) sind auf einer Fläche von 85 km² überwiegend geringmächtig und als mesotroph-saure Zwischenmoore einzustufen (87 % bzw. 78 % Anteil an Moorfläche). Der Anteil von Armmooren ist gering (13 %). Umfangreiche Grabensysteme (geschätzte 4.500 km bis 6.000 km) prägen den **aktuellen Zustand**. Die flächig abgesenkten Grundwasserstände dürften in weiten Teilen für Moorbildung oder -erhaltung nicht ausreichen. Wald ist unter diesen Bedingungen die vorherrschende Formation. Eine besonders kritische Bestandessituation weist die Vegetation waldfreier Armmoore auf.

Wie in den UG sind in den Mooren des umgebenden UR **Regenerationsmerkmale** festzustellen, allerdings war eine lückenlose Dokumentation mangels geeigneter Informationsquellen nicht möglich.

Regenerationsbereiche konnten auf 117 ha in 83 Mooren nachgewiesen werden. Sie haben damit – teils methodisch bedingt – einen geringeren Anteil an der Moorfläche (= 1,4 %) als in den Untersuchungsgebieten (12 %). Die einzelnen Bereiche sind meist klein, bemerkenswert großflächig jedoch in der Mothhäuser Haide. Es überwiegen graben- gegenüber torfstichinduzierten Regenerationen.

Entsprechend des **Regenerationsfortschrittes** können drei **Regenerationsstufen** unterschieden werden: Stufe I (flächige Grabenverlandung bzw. Auftreten von Starknässezeigern in Torfstichen), Stufe II (u. a. Veränderungen der Baumschicht), Stufe III (u. a. Strukturgleich zwischen Graben bzw. Torfstich und Umgebung). Weit entwickelt sind Regenerationsbereiche von Mothhäuser Haide, Kriegswiese, Grünhaider und Hormersdorfer Hochmoor sowie Mooshaide (Obercrinitz). Die fallweise geschätzte Regenerationsdauer erstreckt sich bislang über 60 (Mooshaide bei Obercrinitz) bis 160 Jahre (Grünhaider Hochmoor).

Autogen regenerierende **Standorte** haben aktuell meist geringe Torfmächtigkeiten, sind dementsprechend mesotroph und treten unter bestimmten hydromorphologischen Gegebenheiten auf (gekammerte Torfstiche, große zusammenhängende Stromlängen, Laggs, Wasserscheiden, Schichtwasserleiter vgl. auch Kap. 4.3.4). Die Lage dieser Standorte ist den Karten der FSK nicht zu entnehmen. Mit einem erheblich höheren **Flächenpotenzial** muss in Anbetracht der Moorfläche des UR und flächendeckender, in Teilen verlandender Grabensysteme (in UG auf 7,5 % der Moorfläche) gerechnet werden.

4.6 Naturschutzfachliche Aspekte

4.6.1 Gefährdungsgrad lebensraumtypischer Pflanzenarten in Sachsen

Vorkommen von Pflanzenarten der Roten Liste Sachsens in den verschiedenen Ausprägungen der Moor- und Nassbereiche des Untersuchungsraumes

In den 235 Vegetationsaufnahmen wird das Vorkommen von **18 Gefäßpflanzenarten und 56 Moosarten**, die in den Roten Listen Sachsens geführt werden, dokumentiert. Vom Aussterben bedroht sind acht Arten (nur Moose: z. B. *Dicranum spurium*, *D. undulatum*, *Kurzia pauciflora*, *Sphagnum fuscum*, *S. tenellum*), stark gefährdet 15 (z. B. *Andromeda polifolia*, *Mylia anomala*), gefährdet 34 (z. B. *Eriophorum vaginatum*, *Aulacomnium palustre*). Noch nicht gefährdet, aber in der Vorwarnliste vermerkt sind 15 Arten (z. B. *Trientalis europaea*, *Bazzania trilobata*, weitere Artangaben in Anhang 4.6-1). Die **mittlere Zahl** von Arten der Roten Liste je VT stellt Abbildung 4.6-1 dar (siehe auch Anlage B 4.6-4). Werden die Arten aller Gefährdungskategorien (1 – vom Aussterben bedroht, 2 – stark gefährdet, 3 – gefährdet, r – extrem selten, v – Vorwarnliste) analysiert, wird deutlich, dass jeder VT Arten der Roten Liste enthält und dass diese Arten je nach Betrachtungsebene (VT, Trophie- und Feuchtestufe des Moores) verschieden stark präsent sind. Eine hohe mittlere Anzahl von Arten der Roten Liste (> 10) tritt in der Bunttorfmoos-Gesellschaft (VT 2a), dem Rosmarinheide-Moorgehölz

(3a), Rosmarinheide-Moorwald (VT 3b) und Moosbeer-Moorwald (VT 3c) auf, eine besonders geringe z. B. im trennartenlosen Wollreitgras-Feuchtwald (VT 5f) oder der Sumpfkrazdistel-Gilbweiderich-Gesellschaft (VT 0b). Die Zugehörigkeit der VT zu trophischen Gruppierungen (oligo-, meso-, eutroph) lässt eine höhere Anzahl von Arten der Roten Liste bei geringerer Nährstoffverfügbarkeit erkennen (VTG 0 → VTG 2: 2,5 → 11,0 Arten im Mittel, VTG 6 → VTG 3: 1,3 → 15,0 Arten im Mittel). Arten der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) und 2 (stark gefährdet) konzentrieren sich stark auf VT nährstoffarmer Standorte, wobei die höchsten Werte und Anteile in der Bunttorfmoos-Gesellschaft (VT 2a: 1,3 Arten im Mittel) und im Rosmarinheide-Moorwald (VT 3b: eine Art im Mittel) erreicht werden. Auf oligotrophen bewaldeten Mooren ist die entsprechende Artzahl auf nasseren Standorten höher als auf trockeneren Standorten (VT 3a-3c gegenüber 3d-3f).

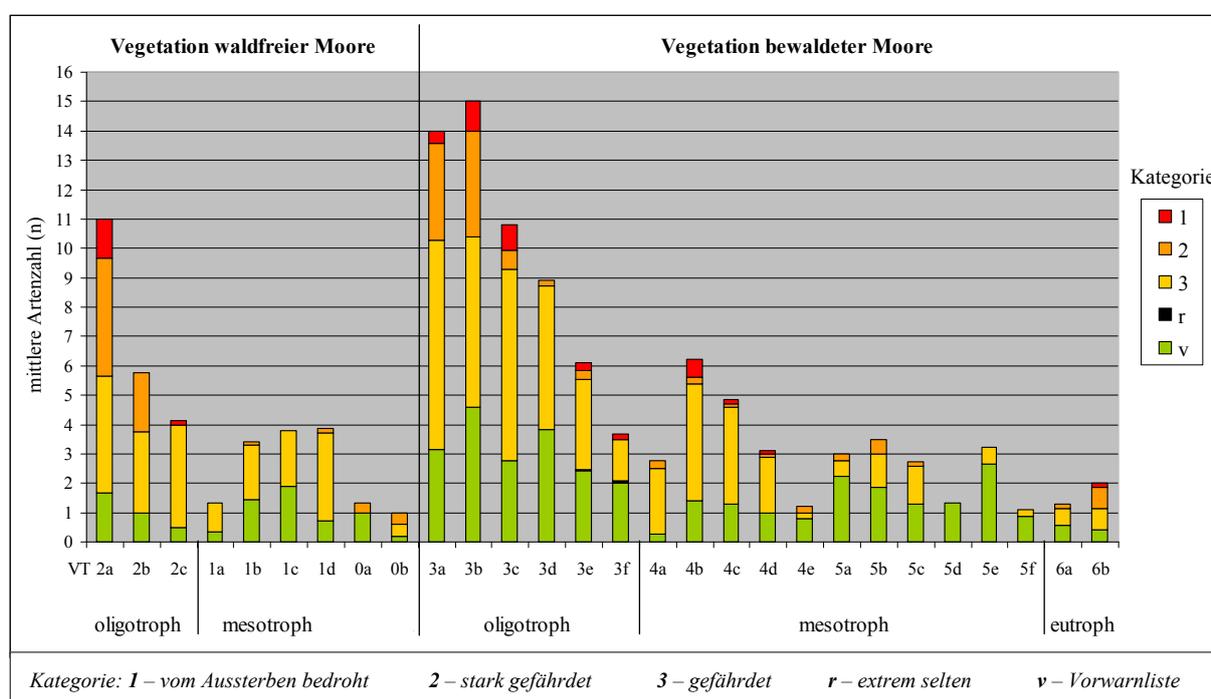


Abb. 4.6-1: Präsenz der einzelnen Gefährdungskategorien (einschließlich Vorwarnliste) in den Vegetationstypen des Untersuchungsraumes

Nach Lebensformen analysiert, ergibt sich, dass Baumarten der Roten Liste eine geringe Präsenz haben (Abb. 4.6-2, orange Säulen, siehe auch Anlage B 4.6-5). Nur *Pinus rotundata* gilt je nach Wuchsform als gefährdet (*grex prostrata*) oder vom Aussterben bedroht (*grex arborea*). Krautige Pflanzen, Gräser und Zwergsträucher der Roten Liste treten vor allem auf oligo- und mesotrophen Standorten auf. Moose der Roten Liste beschränken sich auf oligotrophe, und dort wiederum vergleichsweise nasse Standorte (VT 2a-2c, 3a-3c). Während die höchsten Anteile an der Gesamtartenzahl in der Bunttorfmoos-Gesellschaft (VT 2a) erreicht werden, ist die höchste Anzahl in den nassesten Ausprägungen der Moorwälder (VT 3a, 3b) anzutreffen. Dies erscheint ungewöhnlich, erklärt sich jedoch aus der Präsenz von Artengruppen, die ihre Verbreitungsschwerpunkte in unterschiedlichen Formationen haben (AG 1.1 waldfreier oligotropher Standorte: *Sphagnum rubellum*, *S. magellanicum*, *S. tenellum*, AG 2.1, 3 der Wälder: *S. girgensohnii*, *Bazzania trilobata*). VA bzw. VT bewaldeter und

trockenerer sowie VA und VT unbewaldeter und nasserer Standorte fehlt jeweils eine dieser Artengruppen.

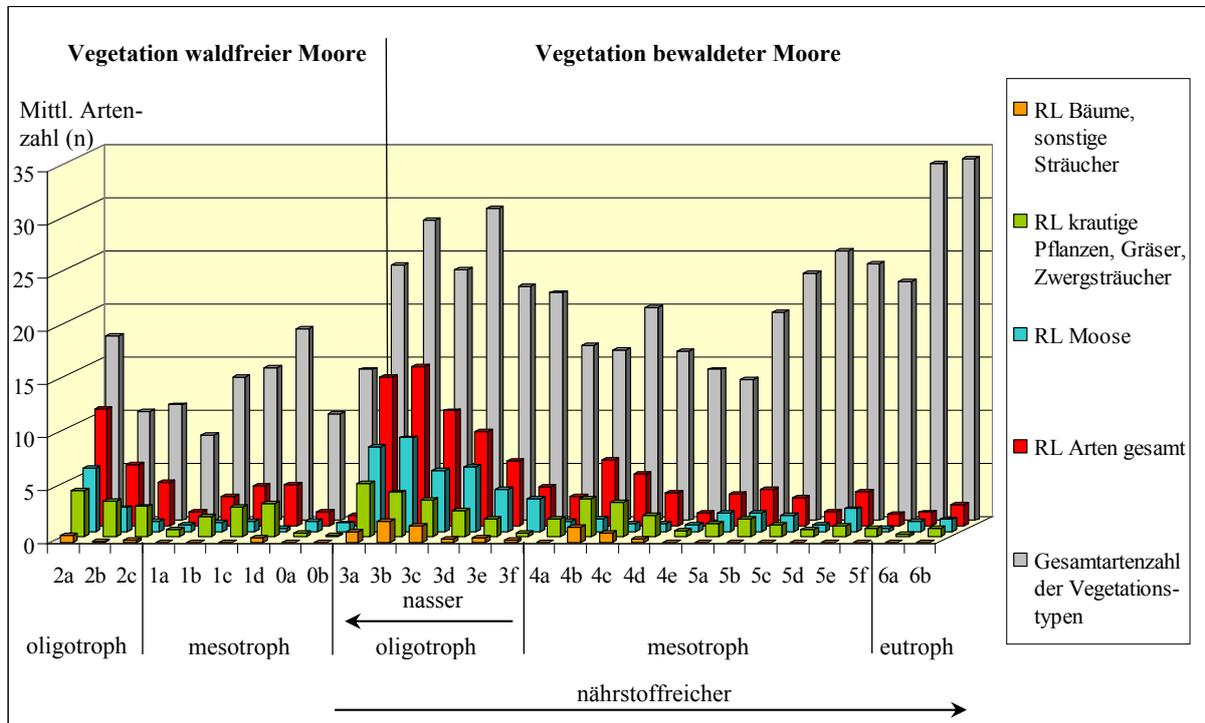


Abb. 4.6-2: Mittlere Artenzahl - Gesamt und Rote Liste (einschließlich Vorwarnliste) in Vegetationstypen des Untersuchungsraumes

Standörtliche Charakteristik von Pflanzenarten der Roten Liste

Werden die Arten der Roten Liste anhand von Zeigerwerten (Abb. 4.6-3) charakterisiert, ergibt sich ein unter synökologischen Bedingungen bevorzugtes Vorkommen auf feuchten bis nassen (Feuchtezahl: 6 - 8) und stark sauren bis sauren (Reaktionszahl: 1 - 3) Standorten.

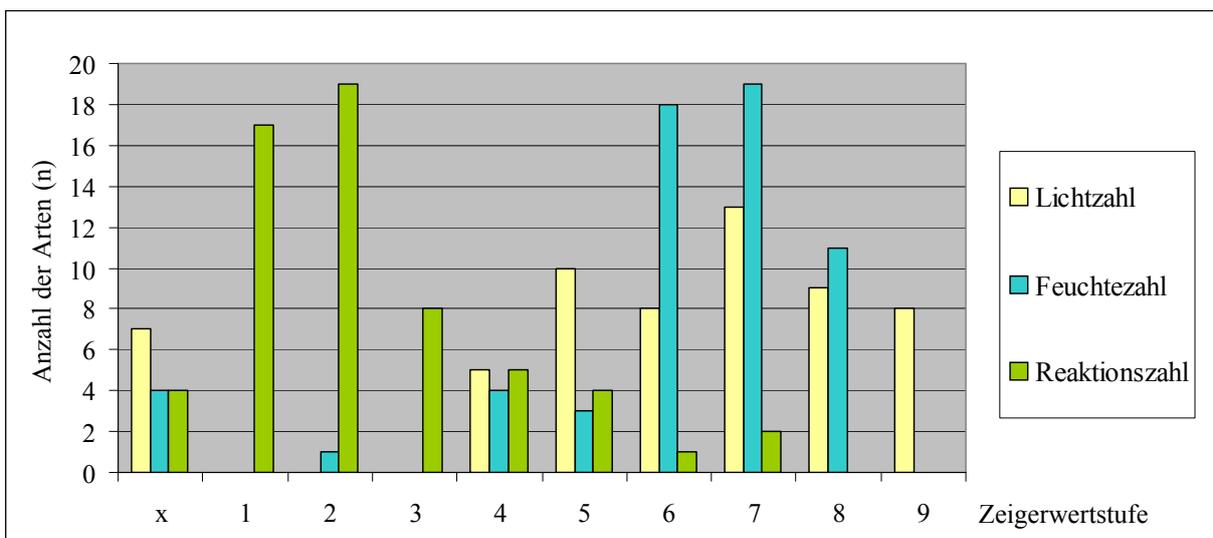


Abb. 4.6-3: Präsenz von Arten der Roten Liste in den einzelnen Zeigerwertstufen

Vielfach handelt es sich um Halbschatten- bis Volllichtpflanzen, wobei der Schwerpunkt bei den Halblichtpflanzen liegt (Lichtzahl 7; 13 Arten).

Gefährungsdispositionen der Arten der Roten Listen

Die standörtliche Charakteristik der Arten verdeutlicht im Umkehrschluss, unter welchen synökologischen Bedingungen sie nicht vorkommen und welche Umweltveränderungen bzw. welche Störfaktoren sie beeinträchtigen oder gar zu vollständigen Verlusten führen (vgl. auch SCHMIDT (2000b):

- Abnahme der Bodenfeuchte aufgrund einer verringerten klimatischen Wasserbilanz (weniger Niederschläge, steigende Verdunstung) oder durch Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes (Entwässerung im Moor und seinen Einzugsgebieten, Anlage von Wasserbarrieren),
- Zunahme des Nährstoffgehaltes durch Stoffeinträge (NO_x , basische Stäube) oder ökosysteminterne Stofffreisetzungen (durch trockenheitsbedingte Torfzersetzung),
- Abnahme des Lichtangebotes durch Bewaldung bisher waldfreier Moorbereiche (VTG 1, 2) bzw. durch verstärkte Bewaldung lichter Moor- und Feuchtwälder (VT 3b-3f, 4, 5a-5c; Kap. 4.1.4.2).

Die Bedeutung der Regenerationsbereiche als Lebensraum von Arten der Roten Liste

Die Analyse der Regenerationsbereiche in den UG ergab, dass ein Großteil der VT waldfreier Moore auf Regenerationsprozesse zurückzuführen ist (VT 2a-2c, 1a-1c; Kap. 4.3.4). Auch nasse Ausprägungen der Wälder konzentrieren sich hier (VT 3b, 3c, 3d, 4a, 4b, 5b).

Da ein unmittelbarer Übertrag dieser Bilanz auf die hier vorgenommene Analyse (Datenbasis VA!) und Auswertung (Abb. 4.6-1) nicht möglich ist, wurde geprüft, inwieweit sich die PF_{VA} im UR in Regenerationsbereichen befinden. Auch hier zeigt sich eine weitgehende Bindung der VT waldfreier Moore an Regenerationsbereiche (in VT 1d und 2a-2c alle PF_{VA} ; in VT 1b-1c Teile der PF_{VA} ; Anlage B 4.1-1, Spalte 20). Nasse Ausprägungen der Wälder haben gleichfalls einen Schwerpunkt in regenerierenden Bereichen. Die PF_{VA} der VT 3b und 4c liegen hier vollständig, die der VT 3c, 4a, 4b, 4d, 4e, 5b, 5c teilweise.

Angesichts der Konzentration vieler nässegeprägter VT auf Regenerationsbereiche, der hier vorkommenden Arten der Roten Liste (Abb. 4.6-1), der Artcharakteristik (Abb. 4.6-3) und über 100 ha bekannter Regenerationsfläche ist festzustellen:

- Die autogene Moorregeneration leistet bereits heute einen wichtigen Beitrag zum Erhalt von Arten der Roten Liste (bzw. moortypischen Arten) und hat damit eine bedeutende Refugialfunktion. Steigende Grundwasserstände und räumliche Ausweitung der Regeneration werden zur Lebensraumerweiterung für nässe- und lichtbedürftige Arten führen.
- Mesotrophe Moorbereiche und teils auch mineralische Nassstandorte (Kap. 4.3.4) sind zwar ärmer an Arten der Roten Liste als oligotrophe Moore, haben jedoch unter bestimmten standörtlichen Konstellationen eine hohe Neigung zur Regeneration. Hier ist eine bedeutende Ausweitung der Regenerationsfläche zu erwarten. Neben den oligotrophen sind deshalb auch mesotrophe Regenerationsbereiche bedeutend für den Erhalt dieser Arten.

4.6.2 Gefährdungsgrad lebensraumtypischer Pflanzengesellschaften in Sachsen

Als Bewertungsgrundlage dient das Verzeichnis der Pflanzengesellschaften Sachsens von BÖHNERT et al. (2001). Die Zuordnung der nach ökologischen Gesichtspunkten feinteilig gegliederten Vegetationstypen des UR zu o. g. Pflanzengesellschaften ist aus Tabelle 4.6-1 (graue Felder) ersichtlich. Nicht in allen Fällen konnte die Zuordnung eindeutig vorgenommen werden (VT 1a-1d), teils war sie nicht möglich (VT 0a, 0b). Mehrdeutige Zuordnungen ergaben sich für Wälder auf Armmooren. Je nach prägender Baumart (*Betula pubescens*, *Pinus rotundata*, *Picea abies*) können die VA einzelner VT den Assoziationen Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis, Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae oder Vaccinio uliginosi-Piceetum zugeordnet werden.

Tab. 4.6-1: Zuordnungsmatrix und Rote Liste Status von Pflanzengesellschaften und Vegetationstypen

Gesellschaft (Böhnert et al. 2001)	Gefährdung			Vegetationstyp																													
	Fl	Qu	Ges	0a	0b	1a	1b	1c	1d	1x	2a	2b	2c	3a	3b	3c	3d	3e	3f	4a	4b	4d	4d	4e	5a	5b	5c	5e	5f	5d	6a	6b	
Carici canescentis-Agrostietum caninae	2	3	2																														
Carex rostrata-Caricion lasiocarpae-Gesellschaft	3	3	3																														
Carex nigra-Scheuchzerio-Caricetea fuscae-Gesellschaft	3	3	3																														
Eriophorum vaginatum-Oxycocco-Sphagnetum - Gesellschaft	3	3	3																														
Sphagnetum magellanicum	2	2	2																														
Sphagnetum magellanicum pinetosum	2	2	2																														
Caltha palustris-Alnus glutinosa-Alnion -Gesellschaft	3	3	3																														
Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis	3	3	3																														
Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae	1	2	1																														
Vaccinio uliginosi-Piceetum	2	2	2																														
Calamagrostio villosae-Piceetum	3	3	3																														
Vorkommen des VT in den UG	(ha) ->			<1	0	<1	<1	<1	0	9	<1	<1	<1	3	11	23	7	54	116	8	<1	1	<1	<1	<1	11	85	208	56	15	9	0	
	(% Moor) ->			<1	0	<1	<1	<1	0	1	<1	<1	<1	<1	2	4	1	9	19	1	<1	<1	<1	<1	<1	2	14	34	9	2	1	0	

Fl – Fläche Qu – Qualität Ges – Gesamt Bewertungskriterien siehe Böhnert et al. (2001)

Wird der Gefährdungsstaus (Tab. 4.6-1, Spalte 4) der jeweiligen Pflanzengesellschaft auf den ihr zugeordneten Vegetationstypen übertragen, gelten nahezu alle VT als gefährdet:

- VT der Zwischenmoore sind gefährdet bzw. in drei von vier Fällen (VT 1b-1d) je nach (unsicherer) Zuordnung sogar stark gefährdet.

- Unter den VT der Armmoore (VTG 2, 3) sind die Bunttorfmoos-Gesellschaft (VT 2a) und das Rosmarinheide-Moorgehölz (VT 3a) stark gefährdet. Ansonsten schwankt der Gefährdungsgrad bei gleicher Bodenvegetation je nach Baumart und Zuordnung zwischen gefährdet (von *Betula pubescens* dominierte Bestände), stark gefährdet (von *Picea abies* dominierte Bestände) und vom Aussterben bedroht (von *Pinus rotundata* dominierte Bestände). Die Lebensraumqualitäten unterscheiden sich dabei innerhalb eines VT nicht, nur wurde die Zusammensetzung der Baumschicht durch direkte oder indirekte, anthropogene Eingriffe verändert (immissionsbedingtes Absterben von *Picea abies*, Ansaat von *Betula pubescens*, Abholzung von *Pinus rotundata*, vgl. Kap. 4.3.1)
- Die Erlenwälder auf Reichmooren sind als gefährdet eingeordnet.

Die unterschiedlichen Flächenanteile der VT in den UG verdeutlichen, dass teilweise eine veränderte Gliederung der Pflanzengesellschaften sinnvoll wäre und den Zustand und Gefährdung der Moore und ihrer Lebensräume besser widerspiegelt. So nehmen die nassen Ausprägungen der Moorwälder in den UG 24 % der Fläche aller VT ein, die trockenen Ausprägungen dagegen mit 74 % fast die dreifache Fläche (Anlage B 4.3-1). Noch deutlicher wird dies am Flächenverhältnis potenzieller Standorte im UR. Nasse Ausprägungen (PNV-KE 12.3.1, 12.3.2 – 98 ha) erreichen nur ein Zehntel der Fläche trockener Ausprägungen (PNV-KE 12.4.1, 12.4.2 – 1.008 ha; vgl. Tab. 4.5-1, S. 127). Prüfwert erscheint die Einstufung des Sphagnetum magellanici, das mit einer minimalen Fläche von ca. 4 ha (Kap. 4.5.1) in Sachsen als stark gefährdet bewertet ist, während das Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae mit einer mehrfach größeren Fläche (lt. PNV 98 ha) als vom Aussterben bedroht beurteilt wird.

4.6.3 Repräsentanz von Moorvegetationseinheiten und Regenerationsbereichen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten nach Naturschutzrecht

Repräsentanz der Vegetationseinheiten in Naturschutzgebieten

Werden die GIS-Daten der PNV mit denen ausgewählter Schutzgebietskategorien verschnitten, lässt sich auf Basis der Transformationsmatrix (Anlage B 4.5-3) die **potenzielle Repräsentanz** aller Vegetationseinheiten auf Moor in Schutzgebieten beurteilen. Eine Bilanzierung für einzelne NSG Sachsens und alle NSG des sächsischen Erzgebirgsraumes befindet sich in Anlage B 4.6-1 und B 4.6-2. In den NSG des UR befinden sich 866 ha Moor (= 10 % der Moorfläche im UR), in den anderen NSG Sachsens 2.658 ha Moor (= 33 % der Moorfläche Sachsens, ohne UR). Die hohe Repräsentanz außerhalb des UR erklärt sich aus dem Vorkommen sehr großer bzw. vieler kleiner Moore in NSG und BR (NSG „Dubringer Moor“: 705 ha, NSG „Presseler Heidewald- und Moorgebiet“: 531 ha, BR „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“: 467 ha).

Das ungleiche Flächenverhältnis zwischen den PNV-Einheiten verdeutlicht Tabelle 4.6-2. Dominant wären meso- und eutraphente Feuchtwälder auf flachgründigem Moor (Nr. 7, 9, vgl. Kap. 4.5.1), während Vegetationseinheiten waldfreier Moore und bewaldeter Armmoore demgegenüber zurücktreten (Nr. 1-6). Anders stellt sich die Repräsentanz dieser Einheiten in den NSG dar. Mit einem besonders hohen Anteil von 97 % bzw. 75 % sind nasse Aus-

prägungen bewaldeter Armmoore in NSG repräsentiert (Nr. 3, 4). Eine mittlere Repräsentanz zwischen 23 % und 44 % der potenziellen Fläche erreichen dagegen Vegetationseinheiten waldfreier und bewaldeter, mesotropher Zwischenmoore (Nr. 1, 2) sowie feuchter bewaldeter Armmoore (Nr. 5). Vegetationseinheiten, die heute großflächig moorprägend wären (Nr. 6, 7, 9) sind dagegen mit 4 % bis 15 % gering repräsentiert. Die Relationen belegen die naturschutzfachliche Fokussierung auf seltene und stark gefährdete Gesellschaften vor allem ärmerer Moorstandorte, die einen hohen Anteil hoch spezialisierter Arten mit oft hohem Gefährdungsgrad aufweisen (vgl. Kap. 4.6.1).

Tab. 4.6-2 Flächen moorspezifischer „Auswerteeinheiten“ der Potenziellen Natürlichen Vegetation im Untersuchungsraum und den dortigen Naturschutzgebieten

Auswerteeinheit (AE)		Fläche der Auswerteeinheit (ha)		Flächenanteil der Auswerteeinheit in NSG
		im Erzgebirge	in NSG	
AE1	Vegetation offener Moore	376	85	23
AE2	Moorbirken-Moorgehölz/wald	177	57	32
AE3	Rauschbeeren-Moorkiefern-Moorgehölz	53	51	97
AE4	(Fichten-)Spirken-Moorwald	45	34	75
AE5	Fichten-Moorwald, Rauschbeeren-AF	90	40	44
AE6	Fichten-Moorwald, Drahtschmielen-AF	918	139	15
AE7	Montaner Wollreitgras-Fichtenwald	4.309	346	8
AE8	Großseggen-Erlen-Bruchwald	14	0	0
AE9	Montaner Sumpfdotterbunnen-Erlenwald	2.383	84	4
AE10	Sonstige Vegetationstypen	101	30	29

Repräsentanz autogen regenerierender Moorbereiche innerhalb und außerhalb verschiedener Schutzgebietskategorien nach Naturschutzrecht

Spontane Moorregenerationen sind oft recht kleinflächig. Die Analysen zum Schutz sollen deshalb ausgeweitet werden und weitere Schutzgebietskategorien (FND, FFH-Gebiete) sowie besonders geschützte Biotop nach §26 SächsNatSchG einbeziehen. Zudem soll ermittelt werden, wie hoch der Anteil an Regenerationsbereichen ist, der keinem besonderen Schutz unterliegt („sonstige wertvolle Biotop“ nach selektiver Biotopkartierung, LfUG 2003; Bereiche „ohne Status“). Diese einzelnen Kategorien können sich mit Ausnahme von FND und NSG überlagern, so dass Mehrfachnennungen auftreten (Anlage A 4.5-1, Sp.4-9).

Naturschutzgebiete

In NSG befinden sich 21 von 94 Regenerationsbereichen. Grabeninduzierte Regenerationen sind mit 45,1 ha bzw. 65 % ihrer Gesamtfläche, torfstichinduzierte Regenerationen mit 16,1 ha bzw. 34 % ihrer Gesamtfläche repräsentiert (Tab. 4.6-3, Sp. 3). Im Vergleich zu bislang bevorzugten Schutzgütern wie Wäldern nasser Armmoore (75 %, 97 %, Tab. 4.6-2) ist die Repräsentanz durch diese – für das Erzgebirge hochwertigste und flächenmäßig bedeutendste – Schutzgebietskategorie geringer. Soweit Moore mit ihren Schutzgütern im Schutzzweck verankert und durch Schutzzonierung, Schutzbestimmungen (Ge- und Verbote) sowie einen ausreichenden Vollzug hinreichend geschützt sind, kann von einer gesicherten Perspektive dieser Flächen ausgegangen werden. Darüber hinaus lassen sich Regenerationsbereiche eben-

so wie Regenerationsprozesse unmittelbar im Schutzzweck verankern. Eine Bilanzierung der Schutzgebietsverordnungen zum Stichtag 30.06.2002 verdeutlichte allerdings weit reichende Defizite hinsichtlich der Verankerung von Mooren und Moorregenerationen als Schutzgut sowie hinsichtlich geeigneter Schutzzonierungen (WENDEL in SCHMIDT & GNÜCHTEL 2003).

Aktuell findet die Existenz von Mooren

- in 71% aller Vorkommen in NSG durch Nennung des Schutzgutes Moor (z. B. Regenmoor) eine **unmittelbare**,
- in 10 % aller Vorkommen in NSG durch Nennung von moortypischen Lebensräumen (z. B. Fichten-Moorwald) eine **mittelbare** und
- in 19 % aller Vorkommen in NSG **keine**

Berücksichtigung im Schutzzweck (Datenbasis: SMUL 2010).

Moorregeneration ist aktuell im Schutzzweck von sechs NSG-Verordnungen verankert (Anlage B 4.6-3), kommt aber in 21 NSG vor (Anlage A 4.5-1).

Tab. 4.6-3: Repräsentanz der Regenerationsbereiche inner- und außerhalb verschiedener Schutzgebietskategorien nach Naturschutzrecht

Regenerationstyp	Regenerationstyp nachgewiesen im Bereich von:						
	allen Mooren des UR	NSG	FFH-Gebieten	FND	§26-Biotopen	sonstigen wertvollen Biotopen*	Bereichen ohne Status
Spalte 1	2	3	4	5	6	7	8
grabeninduziert							
Fläche (ha)	69,3	45,1	61,4	0,6	59,1	1,3	1,8
Flächenanteil an Regeneration (%)	100	65	89	1	85	2	3
torfstichinduziert							
Fläche (ha)	47,8	16,1	45,1	4,1	45,1	0,3	1,5
Flächenanteil an Regeneration (%)	100	34	94	9	94	1	3
beide Typen							
Anzahl (n)	94	21	48	7	59	4	15

* „sonstige“ wertvolle Biotoptypen nach LfUG (2003)

FFH-Gebiete

Die Repräsentanz in FFH-Gebieten ist hinsichtlich des Flächenanteils mit 89 bzw. 94 % hoch. Teils stellen FFH-Gebiete die einzige realisierte Schutzoption dar (Deutscheinsiedel: ohne NSG, FND, §26 Biotop). Ein Schutz von Regenerationsbereichen ist gewährleistet, soweit

- diese in den „gebietspezifischen Erhaltungszielen“ erwähnt sind,
- die Flächen als eigener FFH-Lebensraumtyp ausgewiesen sind (z. B. „regenerierbare Hochmoore“) oder
- in andere FFH-Lebensraumtypen eingeschlossen sind („Übergangs- und Schwingrasenmoore“).

FFH-Lebensraumtypen sollen laut RL 93/43/EWG in einem günstigen Erhaltungszustand bewahrt bzw. in diesen versetzt werden (gleich bleibende bzw. zunehmende Fläche, Gewährleistung aller für den Fortbestand nötigen Funktionen und Strukturen, günstiger Erhaltungszustand charakteristischer Arten). Erhebliche Beeinträchtigungen sind zu vermeiden (Verschlechterungsverbot; Art. 6, Abs. 2 FFH-RL). Analog den §26-Biotopen erfolgt auch hier in erster Linie eine vegetationskundliche Definition, die nicht zum zwangsläufigen Schutz der Regenerationsbereiche und -prozesse führt. Die sich im Verlauf der Wiedervernässung herausbildenden Phytozönosen müssen den landesspezifischen Definitionen der FFH-Lebensraumtypen entsprechen und vorgegebene Kartierschwellen überschreiten. Im Gegensatz zu den §26-Biotopen waren die Auswahlkriterien für schützenswerte Lebensräume offensichtlich strenger. So sind eutraphente Gesellschaften vollständig und mesotraphente Gesellschaften im Bereich der waldfreien Moore weitgehend ausgeschlossen. Dies betrifft auch die verbreitet auftretenden mesotrophen Regenerationsbereiche in denen „Hochmoorarten“ fehlen (vgl. LFUG 2008).

Flächennaturdenkmale

Moorregenerationen sind in FND gering vertreten (7 Vorkommen, 1 % bzw. 9 % der Fläche). Allerdings werden teils hochwertige Flächen eingeschlossen (z. B. Mooshaide bei Obercrinitz, Anlage A 4.5-1, Nr. 24). Ähnlich wie bei NSG können detaillierte Vorgaben zum Schutz formuliert werden. Regenerationsbereiche lassen sich ebenso wie Regenerationsprozesse im Schutzzweck verankern. Die praktische Umsetzung wurde bisher nicht geprüft. Eine gesetzlich fixierte Maximalgröße von 5 ha ermöglicht bei dieser Kategorie keine Ausweisung wirksamer Pufferzonen.

§26-Biotope

Der Anteil beider Regenerationstypen ist in diesen besonders geschützten Biotopen mit 85 % bzw. 94 % der Fläche bzw. 59 von 94 Regenerationsbereichen besonders hoch. Dies könnte zum Teil aus dem Suchverfahren resultieren, das vor allem die Ergebnisse der Biotopkartierung nutzt und damit zu einer hohen Trefferquote führt. §26-Biotope werden in erster Linie vegetationskundlich definiert. Regenerationsbereiche und -prozesse sind damit nicht zwangsläufig geschützt. Geschützt werden vielmehr die sich dabei ausbildenden Phytozönosen, soweit die Regeneration weit genug fortgeschritten ist und die Phytozönosen den Definitionen der Biotoptypen entsprechen (LFUG 2003). §26-Biotope sind meist viel kleinflächiger als NSG, so dass die Abpufferung ungünstiger Randeffekte – z. B. Entwässerungen in den Einzugsgebieten oder Eutrophierungen – kaum effektiv gewährleistet werden kann. Zudem gibt es keine näheren gebietspezifischen Schutzbestimmungen. Die beim LFUG vorliegende Datenbank enthält fallweise Handlungsempfehlungen.

Nach Liste der selektiven Biotopkartierung sonstige wertvolle Biotope (LFUG 2003)

Diese Kategorie ist mit vier Vorkommen selten vertreten. Im Gegensatz zu §26-Biotopen gibt es keine rechtlichen Restriktionen, auch hat das Schutzgut oft keine unmittelbare Verbindung zu den Regenerationserscheinungen (z. B. Birkhuhnvorkommen in der Hühnerhaide als „zoologisch / botanisch wertvoller Bereich“), so dass ein Schutz faktisch nicht gewährleistet ist.

Regenerationsflächen ohne rechtlichen Schutz

Der Anteil dieser Flächen an den Regenerationsbereichen ist mit 3 % (jeweils grabeninduziert bzw. torfstichinduziert) gering. Keinen rechtlichen Schutz haben 15 von 94 Regenerationsbereichen. Darunter sind bedeutende Regenerationen wie im Bornwald und am Rauner Berg (Anlage A 4.5-1; Nr. 33, 54) sowie eine größere Anzahl im Tharandter Wald (Teile v. Seiffengrund, Regenerationsstufe III, Kap. 4.5.4.2) und im oberen Osterzgebirge. Da sie nicht hinreichend dokumentiert sind, besteht jederzeit die Gefahr durch Beeinträchtigungen wie Eutrophierung oder Entwässerung.

Fazit

Unter den **Mooren des Untersuchungsraumes (UR)** weisen die sehr nassen und waldfreien Armmoore einen hohen Anteil von Arten der Roten Liste Sachsens auf. Nasse bewaldete Armmoore haben eine bedeutende Refugialfunktion für Arten unterschiedlicher Formationen (Offenmoor, Moorwald). Geringer, aber nicht unbedeutend ist der Anteil von Rote Liste Arten in nassen, bewaldeten und unbewaldeten Zwischenmooren. Nahezu alle erfassten Vegetationstypen sind auf der Basis der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens als gefährdet einzustufen, Phytozönosen oligotropher Standorte sogar als stark gefährdet. In den **NSG des UR** sind in hohem Maße nasse Gesellschaftsausprägungen der Armmoore repräsentiert, die viele spezialisierte Arten mit differenziertem Gefährdungsgrad beherbergen.

Regenerationsbereiche im UR haben, selbst bei mesotropher Ausprägung, eine bedeutende Refugialfunktion für gefährdete Arten und Pflanzengesellschaften. Die Bedeutung regenerierender Moorstandorte wird im Verlauf der Wiedervernässung in qualitativer und quantitativer Hinsicht wachsen (moortypische Arten, Fläche). Neben Moorstandorten i. e. S. (Torf > 0,3 m) werden zukünftig auch vernässende mineralische Standorte bedeutsam. Regenerationsbereiche befinden sich überwiegend in **Schutzgebieten**, treten aber selbst in der Regenerationsstufe III in Bereichen auf, deren Bewirtschaftung keinen naturschutzfachlich motivierten Beschränkungen unterliegt. NSG und FFH-Gebiete bieten flächenmäßig die Möglichkeit eines effizienten Schutzes. Allerdings fehlt im Schutzzweck der NSG-Verordnung oft eine direkte Verankerung als Schutzgut. Die Fokussierung von NSG und FFH-Gebieten auf oligotrophente Gesellschaften waldfreier (aber kleinstflächiger) oder waldgeprägter (oft großflächiger, aber ± entwässerter) Standorte wird dem Refugialcharakter und der Schutzwürdigkeit der vielfach mesotrophen Regenerationsbereiche nicht gerecht. Über den unmittelbaren Arten- und Biotopschutz hinaus sind Regenerationsbereiche prinzipiell bedeutsam, weil sie Initialen für ein erneutes Moorwachstum sein können.

5 Diskussion

5.1 Vegetation als Mittel zur Standortsindikation

Die vorliegende Arbeit nutzt Methoden der Bioindikation zur großflächigen Charakterisierung der Moore des Erzgebirges auf verschiedenen Maßstabsebenen mit dem Ziel, repräsentative und verallgemeinerbare Aussagen sowohl zum gegenwärtigen Moorzustand als auch zur autogenen Regeneration in zeitlich überschaubarem Rahmen zu generieren. In dieser Arbeit wurden mehrere Ansätze verfolgt:

- Standortsindikation mittels Artengruppen und Vegetationstypen,
- Standortsindikation mittels Zeigerwerten (angewandt auf Art- und Gesellschaftsebene),
- Abgleich indikatorischer Resultate mit verfügbaren Standortsangaben; Stützung bzw. Ablehnung nicht eindeutiger Indikationsergebnisse anhand standörtlicher Parameter bzw. Sukzessionserscheinungen.

Erst nach Kombination aller Ansätze werden abschließende Bewertungen getroffen. Trotzdem sind gewisse Unsicherheiten in den Aussagen nicht auszuschließen, denn es handelt sich um komplexe, oft nicht eindeutige Beziehungen, deren Bewertung bei einer gezielten Analyse von Sukzessionsprozessen wie einer Moorregeneration und den damit einhergehenden ökologischen Veränderungen einer weiteren kritischen Prüfung und Untermauerung bedarf.

5.1.1 Probeflächenanlage

Das zur Analyse der aktuellen Vegetation angewandte Prinzip der klassischen Vegetationsdokumentation mit homogenen, für VT repräsentativen VA lag in gleicher Weise den in den 1950er und 1990er Jahren angelegten Dauerflächen zugrunde. Während dieses Prinzip für die Analyse der Phytozönosetypen beibehalten werden sollte (vgl. DIERSCHKE 1994), ist es für die spezifischen Anforderungen von Langzeituntersuchungen zu diskutieren. Im Falle der Mothhäuser Haide zeigt sich, dass die Phytozönosen der PF im Zuge einer Sukzession von Standort und Vegetation ihre Zugehörigkeit zu einer Pflanzengesellschaft wechseln können (WENDEL 1992), sich innerhalb der PF folglich Übergänge ausbilden und die PF langfristig nicht homogen sind. Ähnlich wie bei der Ermittlung einer statistisch abgesicherten Stichprobenzahl (TRAXLER & ROSENBERGER 1997, S. 60), kann nur vom aktuellen Zustand ausgegangen werden, was in Anbetracht von Vegetationsveränderungen aber problematisch ist.

Wesentlicher für die Versuchsanlage ist allerdings die Bedeutung der moorspezifischen hydromorphologischen Struktur, wie aus hydrologischen Untersuchungen (VAN DER SCHAAF 2001, EDMOND et al. 2007b) und den eigenen Analysen zu aktuellem Zustand und Sukzession von Standorten und Vegetation (Kap. 4.3.2, 4.3.4, 4.4) abgeleitet werden kann. Dass die hydromorphologische Struktur von Bedeutung ist, war zwar bei der Anlage der Dauerflächen 1991 bekannt (WENDEL 1992), konnte allerdings mangels geeigneter Daten und Methoden nicht adäquat berücksichtigt werden. Zukünftig sollten Dauerflächen folgenden Anforderungen genügen: Repräsentativität für das Moor insgesamt, für Einzelstandorte und die zu analysierenden Umweltfaktoren sowie statistische Auswertbarkeit (vgl. TRAXLER & ROSENBERGER 1997). Gemessen daran ist das Dauerflächensystem der Kriegswiese nur für die

Moorperipherie repräsentativ, erfasst dort allerdings (zufällig) eine torfstichinduzierte Regeneration. Die Dauerflächen der Mothhäuser Haide repräsentieren verschiedene, hydrographisch abgrenzbare Moorteile (Stromsektoren), allerdings nur selten mit kohärenten Auswertegruppen, die in einem hydraulisch durchgängigen Bereich liegen. Eine statistische Auswertbarkeit ist für beide Dauerflächensysteme nicht gegeben. Dies bedeutet, dass bei ähnlich gearteten Fragestellungen:

- grundsätzlich eine hydromorphologische Analyse voran gehen sollte,
- mehr, aber kleinere Dauerflächen anzulegen sind und
- die Datenerfassung weniger Aufwand verursachen sollte (Einschränkung der zu erhebenden Parameter).

Bestehende Methodenstandards (GINZLER & STEINER 1997) sollten die Analyse hydrologischer Moortypen umfassen. Nicht Bestandteil dieser Arbeit, allerdings unabdingbar insbesondere im Rahmen des Monitorings von Revitalisierungsmaßnahmen ist die Installation langfristig funktionsfähiger und repräsentativer Meßsysteme für Grundwasserstände (GINZLER & STEINER 1997).

5.1.2 Artengruppen

Für die Beurteilung von Standorten ist die Verwendung einzelner Arten (z. B. Weiserarten) oft nicht ausreichend (vgl. DIERSCHKE 1994), zumal nicht viele Arten über eine hinreichend enge ökologische Amplitude verfügen. Verbreitet finden deshalb Artengruppen Anwendung (z. B. ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003, EWALD 2007, KOSKA et al. 2008). Dieses Konzept wurde im Rahmen vorliegender Arbeit auf erzgebirgischen Moorstandorte angewandt und vertieft. Schwerpunkt der Artengruppenbildung war die Widerspiegelung von Feuchte und Trophie. Die Einbeziehung von Zeigerwerten bei der Bildung der AG (Kap. 3.3.1) sichert ab, dass die AG nicht ausschließlich deduktiv bzw. nur anhand von floristischen Merkmalen abgegrenzt werden (vgl. DIERSCHKE 1994). Hierfür mussten die Arten der Kraut- und Mooschicht allerdings getrennt bewertet werden (siehe Kap. 5.1.4). Es zeigte sich, dass anhand der Artengruppen sogar eine stärkere Abstufung der Arten hinsichtlich ihrer Anbindung an Feuchtebereiche möglich ist als nach Zeigerwerten. So sind *Sphagnum rubellum* und *S. russowii* nach Zeigerwerten gleich eingestuft (F: 7), besiedeln jedoch Standorte mit deutlich verschiedenen Grundwasserständen (DIERSSEN & DIERSSEN 2001, siehe Tab. 5.1-1), was sich in einer unterschiedlichen Zugehörigkeit zu AG und einer verschiedenen weiten Spanne an VT ausdrückt (*Sphagnum rubellum*: AG 1.1; VT 2a; *Sphagnum russowii*: AG 2.1; VT 3a-3f, 5e; Anlage A 4.1-1).

Ähnlich wie bei Zeigerwerten (ELLENBERG et al. 2001) beschränkt sich die Anwendbarkeit der Artengruppen auf bestimmte geographische Bezugsräume. Eigene Tabellenvergleiche mit VA anderer Bezugsräume (Kap. 4.1.5) legen eine begrenzte Gültigkeit nahe. Neben der geographischen ergibt sich auch eine inhaltliche Gültigkeit. Die Differenzierung der AG wurde derart ausgerichtet, dass sie die für Moore entscheidenden standörtlichen Eigenschaften ausreichend widerspiegeln (Feuchtegrad, Nährstoffversorgung). Sekundär stellte sich eine (zu erwartende) Koppelung des Lichtfaktors an den Feuchtegrad der Standorte heraus. Je nach

Fragestellung sind auch andere Ansätze möglich, die einzelne phytozönoseprägende Faktoren herausheben (vgl. SCHUBERT 1972).

Tab. 5.1-1: Vergleich von Feuchtezahl und Messwerten ausgewählter *Sphagnum*-Arten (alle Arten auch in den UG präsent)

Art	Feuchtezahl DÜLL in ELLENBERG (2003)	~ Wasserstand ü.F. (cm) Basis: DIERSSEN & DIERSSEN (2001)			
		Mittelwert	Standardabweichung		
			Maximum	Minimum	Spanne
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	8	0	9	-9	18
<i>Sphagnum tenellum</i>	8	7	12	3	9
<i>Sphagnum angustifolium</i>	7	9	17	2	15
<i>Sphagnum rubellum</i>	7	14	21	8	13
<i>Sphagnum magellanicum</i>	7	21	31	11	20
<i>Sphagnum russowii</i>	7	23	32	16	16

5.1.3 Vegetationstypen als Standortswischer

Eine Vielzahl an Untersuchungen belegt den indikatorischen Wert der Moorvegetation. Zentrales Anliegen ist meist eine Einschätzung von Wasser- und Nährstoffversorgung. Ranglose Vegetationsformen (KOSKA et al. 2008) dienen der Ansprache von Wasserstufen (Grundwasserstand), Wasserregime und Trophie. Ähnliche Optionen bietet die Untergliederung der Syntaxa auf den Ebenen unterhalb der Assoziation, die z. B. zur Indikation von Feuchtegrad und Quellwasserregime (MAST 1999), Wasserregime, Azidität oder Basenreichtum (WAGNER 2000) dienen kann. Ähnlich dem Konzept der standortswisenden Vegetationsformen, das im Rahmen der forstlichen Standortserkundung oder der Moorzustandserfassung angewendet wird (KOPP & SCHWANECKE 1994, KOSKA et al. 2008), ergibt sich auf Basis der eigenen Untersuchungen ein regional gültiges Indikationssystem. Im Gegensatz zu den Vegetationsformen ist es allerdings nicht durch Messwerte, sondern überwiegend mit klassifizierten Standortparametern der FSK untersetzt. Aus diesem Grund wird der Begriff „Vegetationsform“ nicht übernommen, sondern zur Abgrenzung die allgemeine Bezeichnung „Vegetationstyp“ verwendet. Eine umfassende standörtliche Parametrisierung der VT des UR, u. a. mittels Anlage repräsentativer Pegelsysteme in einzelnen VT, Analysen zu Standortfaktoren, die für einzelne oder mehrere Arten limitierend wirken wie Ca, Fe, K, P, N, Mg (vgl. BRIDGHAM et al. 1996, SENGBUSCH 2004), steht bislang aus.

Eine starke Uniformierung der Phytozönosen auf wenige Vegetationsformen im Zuge der Entwässerung stellte SUCCOW (1988, S. 130) fest. Er gliederte entwässerte Moore hinsichtlich ihres **trophischen Status** deshalb vereinfachend in Sauer- und Basenmoore. Die Moorvegetation des UR zeigt abweichend von den im nordostdeutschen Tiefland herrschenden Bedingungen hingegen bei Entwässerung weiterhin eine Differenzierung in oligo- und mesotrophente Ausprägungen. Mesotrophe Standorte sind hier allerdings nicht durch *Carex*-Arten, sondern durch *Calamagrostis villosa*, *Dryopteris dilatata* und *Trientalis europaea* gekennzeichnet. Im Rahmen vorliegender Arbeit wurde deshalb die Gliederung in „oligotroph-sauer“ bzw. „mesotroph-sauer“ beibehalten. NEUHÄUSL (1975) prüfte den Indika-

tionswert der Vegetation für wirtschaftliche Fragestellungen, so zur Nutzbarkeit hinsichtlich Torfart, Torfzersetzungsgrad und -mächtigkeit. Die sich hieraus ergebenden Schlussfolgerungen mögen trivial erscheinen, haben aber teils fundamentale Bedeutung, die über methodische Aspekte hinaus reichen, z. B. bzgl. der Moordefinition. Hinsichtlich der **Torfart** fand er eine weitgehende Entkoppelung vor. Die Vegetation spiegelt den Charakter der tieferliegenden Torfschichten nicht wider. Der Torf wiederum spiegelt die Eigenschaften der Vegetation nur dann wider, wenn er direkt aus ihr entstanden ist. Über gleichen Torfarten stellen sich in entwässerten, nicht mehr torfbildenden Mooren verschiedene Pflanzengesellschaften ein. Die Abweichung zwischen heutigem, meist anthropogen bedingtem Standort und historischem Standort ist nicht unerheblich, da sie in eine Leitbildfindung (SIUDA 2002, WAGNER & WAGNER 2003) einfließen muss, die möglichst realistisch ist. So könnte eine gesteuerte Wiedervernässung u. U. nicht zur gewünschten Ausbildung eines oligotrophen Armmoores, sondern zu einem mesotroph-sauren Zwischenmoor führen. Der **Torfzersetzungsgrad** wird nach NEUHÄUSL (1975) nur unzuverlässig widergespiegelt. Bestände des *Caricetum fuscae* siedeln z. B. auf Torfen der Zersetzungsgrade 3 und 4, aber auch auf Anmoor mit hoch zersetzter organischer Auflage sowie auf mineralischem Boden. Ähnliche Zersetzungsgrade werden unter Waldbeständen erreicht. Keine kausalen Zusammenhänge bestehen laut NEUHÄUSL (1975) bezüglich der **Torfmächtigkeit**. Bestände des *Calamagrostio villosae-Piceetum typicum* (vergleichbar VT 5d) und *sphagnetosum* (vergleichbar VT 5e) fanden sich auf 0 m bis 4,3 m bzw. auf 0,2 m bis 6,2 m mächtigem Torf. Die Maximalwerte für das *Sphagnetum magellanici* waren sogar niedriger als bei den vorgenannten Gesellschaften (3,5 m bis 4,1 m). JENSEN (1987) fand in den Mooren des Hochharzes einen signifikanten Zusammenhang zwischen zunehmender Torfmächtigkeit und dem steigenden Anteil an Hochmoorvegetation an der Offenmoorvegetation insgesamt. Auf dieser Basis schätzte er mittlere Torfmächtigkeiten (Hochmoor: 3,0 m; Niedermoor: 1,5 m; Reisemoor: 1,5 m; Moorwald: 0,75 m) und errechnete das Torfvolumen der Bezugsregion. Würde dieser Ansatz auf die Moore der UG übertragen, müsste gehölzarme Vegetation der Reiser- und Hochmoore vorherrschen. Steuernde Größe für den Waldanteil ist jedoch die Entwässerung (Kap. 4.3.2), weshalb in den UG Wälder (Kap. 4.3.3) vorherrschen. Die Annahme von JENSEN (1987) ist also nicht verallgemeinerbar und hat nur lokale Gültigkeit. Im UR lassen sich zwar auch Trends feststellen, allerdings ist die Kopplung sehr lose (Kap. 4.1.4.1). Nur die Moorwälder (VT 3a-3f) und die Vegetation offener Armmoores (VT 2a, 2b) befinden sich immer auf Torf und lassen sich zudem nur auf mächtigen Torfen lokalisieren. Der Schwankungsbereich ist hier wie bei den anderen VT breit. Im Falle der Moorwälder reicht er von 8,4 m bis 0,6 m. Im Randbereich naturnaher Moore des tschechischen Erzgebirges lassen sich Moorwälder selbst auf 0,3 m mächtigen Torfen finden (NSG Velký močál, Begehung Okt. 2008). Wollreitgras-Fichtenwälder (VTG 5), die üblicherweise als Gesellschaften der mineralischen Standorte betrachtet werden (SEIBERT 1992b), dringen im UR nicht nur in Moorstandorte ein (SCHMIDT et al. 2002, KE 6.1.5) sondern besiedeln selbst größere Torfauflagen, soweit diese wie in Badwegmoor (VT 5e: max. 2 m) oder Mooshaide (VT 5e: max. 2 m, VT 5f: max. 1,5 m) von mineerotrophen Wasser geprägt werden. Die Existenz „wurzelechter Hochmoore“ (BURMEISTER et al. 1990) belegt, dass Hochmoorgesellschaften bei geeigneter Standortkonstellation (z. B. sehr nasse, arme Sande) auf mineralischen Nassböden aufwachsen und selbst in der Phase des

beginnenden Moorwachstums ein Niedermoorstadium nicht auftritt. Letztlich sind somit Torfart, -zersetzungsgrad und -mächtigkeit keine unmittelbar pflanzenwirksamen Parameter, auch wenn sich in einem Einzelmoor durchaus Zusammenhänge finden lassen. Diese sind dann jedoch datengeneriert und halten einer Prüfung im Rahmen größerer Mooregebiete nicht stand (vgl. BADEN & DITTRICH 1953, NEUHÄUSL 1975; Kap. 4.1.4.1).

Wenn also torfbildende Gesellschaften, die nicht nur das Moorwachstum verursachen (VTG 0-2), sondern die Moorbildung an sich einleiten (VTG 0-1) nicht zwingend an Torf gebunden sind, ist eine rein lagerstätten- bzw. bodenkundliche Definition der Begriffe „Moor“ und „Moorboden“ allein über das Vorhandensein einer Mindesttorfauflage $> 0,3$ m nicht sinnvoll (vgl. BURMEISTER et al. 1990, AG Boden 2005). Auch die Einengung auf „moortypische Vegetation“ (EIGNER & SCHMATZLER 1991) ist kritisch, wenn diese Vegetation auch auf Mineralböden existiert. Der **Begriff „Moor“** sollte aus genetischer Sicht konsequenter Weise auch die Stadien einsetzender Moorbildung sowie aus ökologischer Sicht die torfbildende Vegetation umfassen (vgl. JOOSTEN & SUCCOW 2001; Begriffsbestimmung in Kap. 3.4). Praktisch bedeutet dies, dass die Dokumentation von Moorvegetation nicht primär an eine Torfauflage gebunden sein sollte, wie dies im Rahmen von naturschutzfachlichen Analysen geschieht (SSYMANK et al. 1998, LFUG 2008), weil damit ein Schutz von Phytozönosen, welche die Moorbildung einleiten, nicht möglich ist. Vielmehr sollten zukünftig alle torfbildenden Phytozönosetypen erfasst und zum Schutzgut erklärt werden.

5.1.4 Zeigerwerte

Grundsätzlich gilt, dass Zeigerwerte keine Messwerte darstellen und ihre Nutzung damit Einschränkungen unterliegt. So beurteilen KOWARIK & SEIDLING (1989) die Berechnung von Mittelwerten kritisch. Nach ELLENBERG et al. (2001) handelt es sich bei Zeigerwerten weder um kardinale, noch um rein ordinale Zahlen, da bei ihrer Festlegung eine „ungefähr kontinuierliche“ Abstufung angestrebt wurde. Zumindest T-, K-, N- und S-Zahl sind „quasi-kardinal“. ELLENBERG et al. (2001) führen konsequenter Weise Beispiele berechneter Mittelwerte u. a. als Beleg für einen Wandel von Umweltfaktoren auf. Die Berechnungsergebnisse sind Trendaussagen. Abweichungen müssen einkalkuliert und soweit möglich auch geprüft werden (ELLENBERG et al. 2001). Eine Anpassung der Zeigerwerte an die Bedingungen des UR konnte jedoch nicht Ziel vorliegender Arbeit sein. Welches Verfahren für die Zeigerwertanalyse (z. B. Mittel, Median, gewichtet, ungewichtet, Spektren) zur Anwendung kommen sollte, wird in verschiedener Weise beantwortet (KOWARIK & SEIDLING 1989, DIERSCHKE 1994, ELLENBERG et al. 2001, ENGLISCH & KARRER 2001). Da vielfach gewichtete Mittelwerte verwendet werden, fiel die Entscheidung im Interesse einer Vergleichbarkeit letztlich zugunsten dieser.

Die eigenen Untersuchungen stützen sich allein auf Zeigerwerte der Krautschicht. Dies mag für eine Bewertung von Moorstandorten ungewöhnlich erscheinen, hat jedoch mehrere Gründe: Einige Moosarten erwiesen sich als leicht zu übersehen (*Mylia anomala*) bzw. in den geringen, vorgefundenen Mengen als bestimmungskritisch (*Sphagnum papillosum*). Teils war eine Prüfung unsicherer Befunde oder damals unbestimmter Arten Jahre bzw. Jahrzehnte

später nicht mehr möglich. Vergleichsrechnungen mit bzw. ohne die jeweilige Art erbrachten deutliche Abweichungen und waren damit als Grundlage von Sukzessionsanalysen nicht zufrieden stellend. Zudem stellte sich generell eine starke Abweichung der mittleren Zeigerwerte von Moos- und Krautschicht heraus. Die Berechnung eines gemeinsamen Mittelwertes schien in Anbetracht dieser Diskrepanz nicht sinnvoll, ebenso wenig aber die separate Einbindung der Moose in die Datenauswertung, die zu einer Verdoppelung des zu analysierenden Datensatzes geführt hätte. EWALD (2009) untersuchte die Eignung der Moose zur Bioindikation mittels Zeigerwerten im Bereich von Bergwäldern und kam zu dem Schluss, dass derzeit eine Ergänzung der Zeigerwerte von Gefäßpflanzen durch solche der Moose nicht zu empfehlen ist.

Als problematisch erwies sich die Aussagekraft von Zeigerwerten bei untypischen Abweichungen der Zustands- von den Stammeigenschaften des Standortes, so z. B. nach einer Kalkung der von Natur aus nährstoffarmen Moore (Kap. 4.1.4.2). Neben dem (zu erwartenden) Ansteigen von R- und N-Zahl durch Anhebung des pH-Wertes und Stickstofffreisetzung aus den Humusaufgaben trat ein Absinken der F-Zahl auf. Die Kalkung fördert nitrophile Arten, die typisch für frische, aber nicht für nasse Standorte sind (*Senecio ovatus*, *Epilobium angustifolium*; F: 5). Auch wenn diese Arten in ihrer Vitalität teils eingeschränkt sind (*Urtica dioica*; F: 6), gehen sie, ohne Einbeziehung ihrer Vitalität, in die Berechnung des mittleren Zeigerwertes ein und senken diesen als Artengruppe (AG 7) selbst bei gewichteter Berechnung durch ihre hohe Anzahl an Arten. Unter Kalkungseinfluss ist damit die Aussagekraft der Zeigerwerte zumindest hinsichtlich der F-Zahl beeinträchtigt. Dass eine kausale Abhängigkeit von Zeigerwerten nicht selten ist, stellten ENGLISCH & KARRER (2001) anhand von eigenen Untersuchungen und Literaturrecherchen fest.

5.1.5 Karten der Potenziellen Natürlichen Vegetation als Widerspiegelung aktueller Standortverhältnisse

Die PNV ist definitionsgemäß Ausdruck des aktuellen Standortzustandes (Boden und Klima), wobei alle reversiblen Standortveränderungen – soweit als solche diagnostizierbar – ausgeblendet werden (KOWARIK 1987, LEUSCHNER 1997, SCHMIDT 1998, SCHMIDT et al. 2002). Zur Konstruktion der PNV-Karten werden Standortseigenschaften in Vegetationseinheiten transformiert. Sind Kartenbearbeiter (WENDEL in SCHMIDT et al. 2003) und Kartennutzer wie in diesem Fall identisch, liegt eine hinreichende Detailkenntnis vor, womit eine Rücktransformation in Standortseigenschaften fachlich vertretbar ist. Um einen Zirkelschluss (Standort → PNV → Standort) handelt es sich nicht, da in die Konstruktion der PNV-Karten weitere standörtliche Informationen einfließen (Standort + Standortsindikation anhand aktueller Vegetation → PNV → Standort; Methodik siehe SCHMIDT et al. 2002) und damit ein erweiterter Informationsgehalt erreicht wird. Für drei Aspekte ist eine kritische Bewertung erforderlich:

- Qualität und Passfähigkeit der standörtlichen Basisdaten,
- Übertragbarkeit von Vegetationseinheiten in Standortseinheiten,
- Differenzierbarkeit zwischen reversiblen und irreversiblen Veränderungen.

Basisdaten

Moore bedingen die Ausbildung einer azonalen Vegetation. Bodeneigenschaften sind dominant, im Mittelpunkt stehen folglich standörtliche Grundlagen bzw. die hier dokumentierten Parameter. Den PNV-Karten Sachsens liegen Karten unterschiedlicher Epochen zugrunde (Details siehe SCHMIDT et al. 2002):

- Geologische Karte (M 1 : 25.000, flächendeckend, Bearbeitungszeitraum überwiegend 1875 bis 1930),
- Bodenkarte (M 1 : 50.000, 3 Blätter, Bearbeitungszeitraum nach 1989),
- Karten der forstlichen Standortkartierung (M 1 : 10.000, Waldbereich, Bearbeitungszeitraum überwiegend nach 1945 bis vor 1989),
- Karten der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (M 1 : 25.000 und 1 : 100.000, Bearbeitungszeitraum überwiegend nach 1945 bis vor 1989).

Es fällt auf, dass Maßstäbe und Bearbeitungszeiträume teils sehr verschieden sind. Kartographisch ist dies mit einem unterschiedlichen Verallgemeinerungsgrad verbunden, inhaltlich mit verschiedenen Nomenklaturen, deren Anpassungsprobleme an dieser Stelle nicht diskutiert werden können (Näheres in SCHMIDT et al. 2002). Dies bedeutet im Weiteren, dass die Moore als Untersuchungsgegenstand im Bearbeitungszeitraum eines jeden Kartenwerkes einem Wandel unterlagen, insbesondere verursacht durch intensive Entwässerungen seit 1820 und damit fortschreitender Degradierung. Folge dürfte ein derzeit kaum quantifizierbarer Verlust an Moorfläche und -mächtigkeit und eine entsprechende Unsicherheit bei der Ermittlung der aktuellen Moorfläche sein.

In die Konstruktion der PNV-Karte wurden die Geologischen Karten nur einbezogen, wenn Landschaftsausschnitte in Bodenkarten nicht erfasst waren (z. B. FSK: „n. k.“ = nicht kartiert). Dies betraf vor allem gehölzbestandene Armmoore (Georgenfelder Hochmoor, Teile Kriegswiese) und Torfstiche (Stengelhaide, Schwarze Heide) in den oberen Berglagen sowie bewaldete Moore in der Agrarlandschaft. Die Standortqualität wurde hier anhand biotischer Merkmale geschätzt. MÄNNEL (1896) schätzte die Fläche der Moore im UR anhand geologischer Karten auf etwa 60 km². Die den Karten zugrunde liegenden Kartierschwellen wurden in den Kartenbeschreibungen nur selten angegeben, sind aber aufschlussreich, da sie in Abhängigkeit von Bearbeiter, Zeit und Standort relativ variabel gehandhabt wurden (TK 5345: 0,75 m; TK 5346, 5445: 0,7 m + Hochmoor < 0,7 m; TK 5149, 5241, 5245, 5246: 0,5 m; TK 5243 < 0,5 m). In der Moorregion um Kühnhaide (TK 5345, 5445) lag die Kartierschwelle wesentlich höher, als es die heutige lagerstättenkundliche Moordefinition mit mindestens 0,3 m Torf voraussetzt (vgl. MIETZSCH 1877, CREDNER 1887, HAZARD 1889, DANZIG 1914, PIETZSCH 1919, REINISCH 1929, 1931a/b, BURMEISTER et al. 1990, AG Boden 2005). Dies bedeutet, dass **die Moorfläche nach heutigen Kriterien unterschätzt wurde und der von MÄNNEL (1896) ermittelte Wert von 60 km² nach heutigen Kriterien zu gering** war. Dass diese methodisch bedingte Unterschätzung erheblich sein kann, zeigt sich an dem Flächenverhältnis flach- und tiefgründiger Moore (87 % zu 13 %; siehe Kap. 4.5.3). Nährkraft und Feuchte sind anhand der Geologischen Karten nicht ableitbar.

Die Bodenkarten als aktuellstes Kartenwerk lagen zum Zeitpunkt der PNV-Kartierung

sachsenweit nur im Bereich von vier TK50 vor, spielten also eine geringe Rolle. Im Kartenausschnitt des UG „Deutscheinsiedel“ fiel auf, dass ein erheblicher Teil der Torfstandorte (Auflagen > 1 m, bis 3 m) nicht erfasst wurde. Ähnlich wie bei der PNV-Karte sind zudem maßstabsbedingte Arrondierungen nötig, die zu einer Vergrößerung der Basisdaten führen. Nährkraft und Feuchte sind anhand der Bodenkarten nur begrenzt ableitbar.

Den forstlichen Standortskarten liegt eine Abstufung zu Grunde, die nur teils der lagerstättenkundlichen Definition entspricht. Wurden ursprünglich 0,2 m Torf als Kartierschwelle verwendet, erfolgte später durch einen Wegfall der Kategorie 0,2 m bis 0,4 m (Satzunger Gestein-Moorstaugley) eine Anhebung auf 0,4 m (KARST 1988, SCHWANECKE 1993, GEMBALLA 2004). In erstem Falle, der auch der PNV-Kartierung zu Grunde liegt, wird die Moorfläche überschätzt (betreffende KE 6.1.5 mit 4.000 ha → pauschal 2.000 ha < 0,3 m), in letztem unterschätzt (→ pauschal 2.000 ha > 0,3 m). Auffällig war weiterhin, dass regional eine Kartierschwelle von 0,8 m angewandt wurde (UG „Deutscheinsiedel“, „Mooshaide“: nur LBF „Reitzenhainer Moor“). Auch hier kommt es zu einer Unterschätzung der Moorfläche. In der Folge konnten bei eigenen Untersuchungen im Gelände weitere, flachgründige Torfbereiche aufgefunden werden. Nährkraft und Feuchte sind in den forstlichen Standortskarten in Stufen angegeben.

Karten der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortskartierung geben erfahrungsgemäß nur größere Moorstandorte und diese auch nur teilweise wider (z. B. Moore um Forchheim nicht erfasst). Die Schätzungenauigkeit ist damit hoch. Es kommt zur Unterschätzung der Moorfläche. Die angegebenen Bodentypen lassen eine Differenzierung von Armmooren und reicheren Moorböden zu, allerdings ist dies kaum relevant, da Armmoore im Offenland recht selten auftreten (ein Vorkommen bei Voigtsdorf).

Aus der PNV-Karte kann letztlich nur ein mutmaßlicher, maximaler Umgriff abgeleitet werden, der auf verschiedenen Kartengrundlagen beruht und im Rahmen der PNV-Kartierung durch eigene Geländeerhebungen stichprobenartig präzisiert wurde. Die abgeleiteten Bilanzwerte sind letztlich als eine Orientierung zu betrachten. Sie erfüllen im Rahmen dieser Arbeit den Zweck einer Einordnung und Relativierung der gewonnen Erkenntnisse.

Übertragbarkeit von Vegetationseinheiten in Standortseinheiten

Inwieweit PNV-Karten in Standortseigenschaften rückübertragbar sind, hängt vom jeweilig angewandten Kartierverfahren ab. Der Übergang vom Maßstab 1 : 10.000 bzw. 1 : 25.000 der abiotischen Karten zum Maßstab 1 : 50.000 der PNV-Karte zieht in jedem Falle eine **Vereinfachung** nach sich, die sich in Komplexbildungen, Arrondierung und Wegfall von Kleinstflächen äußert. Vereinfachend wirken gleichfalls Zusammenfassungen von Standortseinheiten. Je nach Grad der Aggregation ist eine Rückübertragung nur differenziert möglich.

Zusätzlich kann sich ein Informationsgewinn ergeben, wenn andere biotische Kartierungen in die PNV-Konstruktion einbezogen werden, die in Abgrenzung und Inhalt genauer sind. Ein Beispiel hierfür ist die relativ einfache Unterteilung der Moorstandorte durch die FSK im Bereich der Kamm- bis mittleren Berglagen, welche nur zwei Feuchte- (sumpfig, nass) und drei Nährkraftstufen ausweist (arm, ziemlich arm, mittel). Die Vielzahl und ökologische

Spannweite der im UR und in den UG auf Torf vorkommenden Vegetationstypen (Kap. 4.1, 4.3.3) verdeutlicht, dass die standörtliche Charakteristik der Moore nach FSK für die Ziele der vorliegenden Arbeit unzureichend ist. Bei der Konstruktion der PNV-Karten wurde auf Basis von Biotopkartierung, standortsweisenden Arten und Pflanzengesellschaften eine Präzisierung vorgenommen. Folge war, dass z. B. auf „mittel nährstoffversorgten“ Nassstandorten je nach aktueller Vegetation Erlenwälder bzw. Fichtenwälder, auf „sumpfigen“ Armmooren verschiedene Ausprägungen der Moorkiefern-Moorgehölze und Fichten-Moorwälder kartiert werden mussten (SCHMIDT et al. 2002, WENDEL in SCHMIDT et al. 2003). Teilweise waren diese Gesellschaften nur über Biotopkarten lokalisierbar, da keine Standortsangaben existierten (n. k. – „nicht kartiert“).

Werden die auf diese Weise präzisierten Kartiereinheiten der PNV in Standortseigenschaften transformiert, lässt sich eine größere standörtliche Gliederungstiefe erreichen als es die Basisdaten ermöglichen (Kap. 4.5.1). Voraussetzung ist allerdings, dass detaillierte und nachvollziehbare Informationen zur PNV-Konstruktion (oft nicht gegeben) vorliegen. Bearbeiter und Nutzer der PNV-Karte sollten (in diesem Falle gegeben) möglichst identisch sein.

Differenzierbarkeit reversibler und irreversibler Standortseigenschaften

Die Unterscheidung reversibler und irreversibler Standortveränderungen gestaltet sich in der Praxis schwierig. Die der PNV zu Grunde liegenden Karten der FSK trennen in schwer veränderbare „Stammeigenschaften“ (z. B. Reliefform, Stamm-Bodenform) und leicht veränderbare „Zustandseigenschaften“ (z. B. Immissionsform, Humusform, KOPP & SCHWANECKE 1994), wobei eine Differenzierung im Mittelgebirge nur hinsichtlich der leicht veränderlichen Immissionsform erfolgte. Zentrale Steuergröße aller abiotischen und biotischen Prozesse in Mooren ist das Wasserregime, insbesondere die Lage des Wasserspiegels in Bezug zur Mooroberfläche. Nur ein oberflächennaher Wasserspiegel ermöglicht Torfakkumulation und Moorwachstum (EDOM 2001b). Gerade in Bezug auf diesen Standortfaktor zeigt sich, dass eine Trennung in reversibel oder irreversibel schwer vorzunehmen ist. Während das Vorhandensein von Grund- und Stauwasser im Boden eine Stammeigenschaft ist, kann die Grundwassertiefe oder Stauwassermenge durch Regulierung beeinflusst werden (KOPP & SCHWANECKE 1994). Die Anlage von Gräben entspricht zweifellos einer leichten Beeinflussbarkeit, auch wenn hierfür wie im ehemaligen Revier Kühnhaide durchaus einige Jahrzehnte nötig waren (Kap. 4.3.1). Die Wirksamkeit der Gräben muss im Sinne der PNV-Definition (nicht der Moorrestaurierung an sich!) als dauerhaft betrachtet werden, benötigt doch die grabeninduzierte Regeneration im UR mehr als ein Jahrhundert, ohne bisher in einem Moor ein Endstadium erreicht zu haben (Kap. 4.5.4.2). Hinzu kommt, dass Lage, Tiefe, Zustand und insbesondere Wirkung der Grabensysteme nicht annähernd bekannt sind. Es kann nur vermutet werden, dass sie im UR 4.500 bis 6.000 km (Kap. 4.5.3) umfassen und überwiegend langsam unwirksam werden (Kap. 4.5.4). Ein zweiter Aspekt sind irreversible Erscheinungen des Moorschwundes, die sich als Folge von Entwässerungen ergeben und hydromorphologische Struktur sowie Wasserstrom der Moore nachhaltig verändern (Kap. 4.3.5., EGGELSMANN 1989, AUE 1991, ZINKE 1995, VAN DER SCHAAF 2001, EDOM & KEBLER 2006) – teils soweit, dass Revitalisierungen erschwert bis unmöglich sind. Eine Prognose des zukünftigen

Standortes anhand heutiger wie historischer Vegetations- bzw. Standortverhältnisse ist mit großen Unsicherheiten verbunden bzw. oft überhaupt nicht möglich. Aktueller Standort (meist bewaldet) und historischer Standort (oft waldfrei) unterscheiden sich gravierend. Gleiches gilt für den aktuellen Standort und den zukünftigen Standort nach Regeneration (vgl. Kap. 4.3.5; Mothhäuser Haide in EDOM & WENDEL 1998) bzw. Revitalisierung. Insofern ist es im Rahmen von PNV-Konstruktionen konsequent, Grabensysteme als irreversiblen aktuellen Standortfaktor zu betrachten und die kartierten standortkundlichen Feuchtestufen zu übernehmen. Letztlich besteht der Wert der PNV-Karten u. a. darin, zu zeigen, in welchem Maße die Moore durch den Menschen beeinflusst sind. Im Gegensatz dazu wäre es interessant, den Zustand einer maximal möglichen Wiedervernässung zu kennen, wie er sich auf Basis der „potenziell standortgemäßen Vegetation (PSV)“ nach LEUSCHNER (1997) ergäbe. Solche Prognosen sind bereits im Rahmen hydromorphologischer Analysen möglich und werden ständig weiterentwickelt („Ökotope“, EDOM & GOLUBCOV 1996a/b, EDOM et al. 2007b). Durch ihre weite Fassung bezüglich der Vegetation (mehrere mögliche Zustände) kommen sie dem „natürlichen Vegetationspotenzial / NVP“ von SCHMIDT (1998) nahe. Sie lassen sich als Leitbild für eine Moorentwicklung verwenden. Aus ihrem Vergleich mit dem aktuellen Zustand könnte zudem eine „Hemerobie des Wasserregimes“, aus einem Vergleich mit dem ursprünglichen Moorzustand eine „Hemerobie der hydromorphologischen Struktur“ abgeleitet werden.

5.2 Aspekte zur Syntaxonomie der Wälder oligo- und mesotropher Moor- und Nassstandorte des Erzgebirges

Im Folgenden soll die pflanzensoziologische Zuordnung der auf Mooren flächenmäßig vorherrschenden VT (Kap. 4.3.3, 4.5.1) also oligo- und mesotropher Wälder und Gehölze, diskutiert werden. Umfassende historische und aktuelle Darstellungen zur Syntaxonomie der Wälder erzgebirgischer Moor- und Nassstandorte existieren bereits (KÄSTNER & FLÖBNER 1933, REINHOLD 1939, HEMPEL 1974, 1977, KRAUSE 1998, GOLDE 1999), müssen jedoch unter dem Aspekt neuerer Erkenntnisse geprüft werden. Aktuelle Grundlagenarbeiten stammen von MAST (1999, Neugliederung der Moorwälder) und WAGNER (2000, Ergänzung der Moorwälder um einen mesotroph-subneutralen Flügel). Die aktuelle Synopsis der Moorwälder in RENNWALD (2000) baut hierauf wesentlich auf. Im Gegensatz zu vorgenannten Arbeiten ist die Synopsis nur eingeschränkt nachvollziehbar, da Gesellschaftsnamen und Autoren, aber keine Charakter- oder Differentialarten benannt sind und auch keine Tabellen zur Verfügung gestellt werden. Während MAST (1999) konsequent nach Bodenvegetation gliedert (im folgenden „Ansatz 1“) – eine Überlegung, die von FISCHER (2002) aufgegriffen wird –, lässt RENNWALD (2000) zudem eine Gliederung nach der Baumschicht zu, stuft die dabei determinierten Gesellschaften jedoch als regionale Ausprägung ein, die keiner Assoziation gleichkommen. Stattdessen werden sie der Assoziation in einer unbestimmten Ebene untergeordnet (ZEH = „zugeordnete Einheit“; „Ansatz 2“). Es kann letztlich nur einer von beiden Ansätzen gewählt werden.

Die Neugliederung der Moorwälder unter Anwendung formationsbezogener Charakterarten bewirkt zudem, dass die Abgrenzung aller ökologisch nahe stehenden Assoziationen neu

definiert werden muss. Hierzu existiert ein Vorschlag von WAGNER & WAGNER (2007).

5.2.1 Gesellschaften bewaldeter Armmoore

Ansatz 1: konsequente Gliederung nach Bodenvegetation (MAST 1999)

Die Zuordnung der Bestände auf Armmooren ist in großen Teilen eindeutig (vgl. Anlage A 4.1-2) und muss deshalb nicht diskutiert werden (vgl. Kap. 4.1.5.2.1):

- Klasse: *Vaccineta uliginosi* LOHMEYER & TX. 1955,
- Ordnung: *Vaccineta uliginosi* LOHMEYER & TX. 1955,
- Verband: *Betulion pubescentis* LOHMEYER & TX. 1955 em. SCAMONI & PASSARGE 1959,
- Assoziation und ranggleiche Gesellschaften: **Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis** LIBBERT 1933 (VT 3b-3d; Kap. 4.1.5.2.1), **Betulion pubescentis-Basalgesellschaft** (VT 3e, 3f).

Dies bedeutet mit Bezug auf den UR eine Zusammenführung aller moorkiefern- und fichtenreichen Bestände nasser Standorte in einer Assoziation bei gleichzeitiger Abtrennung von Ausprägungen trockenerer Standorte in einer Basalgesellschaft – ein Vorgehen, das in Folge der Nichtberücksichtigung der Baumartendominanz kritisch diskutiert wird. Die von KRAUSE (1998) und GOLDE (1999) erwogene und teils als fraglich befundene Zuordnung beerstrauchreicher oligotropher Wälder zur Assoziation *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* oder zur Subassoziation *Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi* wäre jedoch nicht mehr nötig.

Ansatz 2: Gliederung unter Einbeziehung von Bodenvegetation **und** Baumschicht (RENNWALD 2000)

Die Ausweisung einer Assoziation erübrigt bzw. verbietet sich, weil je nach Dominanz von *Picea abies* oder *Pinus rotundata* „zugeordnete Einheiten“ differenziert werden. Mit der dominanzbezogenen Gliederung verbunden ist jedoch zwangsläufig ein Übergangsbereich, in dem bei gleicher Bodenvegetation die eine oder andere Baumart vorherrscht (Anlage A 4.1-2). Bestände mit Dominanz von *Betula spec.* hingegen werden unter den Bedingungen erzgebirgischer Armmoore als Pionierwald betrachtet. Da RENNWALD (2000) ausdrücklich auf MAST (1999) verweist, muss eine Basalgesellschaft abgetrennt werden, die dem eigenen Aufnahmematerial zufolge überwiegend *Picea abies* enthält.

- Klasse: *Vaccinio uliginosi-Pineta sylvestris* PASSARGE & HOFMANN 1968,
- Ordnung: *Vaccinio uliginosi-Pineta sylvestris* PASSARGE & HOFMANN 1968,
- Verband: *Betulion pubescentis* LOHMEYER & TX. ex SCAMONI & PASSARGE 1959,
- Assoziation und ranggleiche Gesellschaften: **Betulion pubescentis-Basalgesellschaft** (VT 3e, 3f, Kap. 4.1.5.2.1),
- Rangniedere, zugeordnete Einheiten: **Vaccinio-Pinetum rotundatae** Oberd. 1934 (VT 3b, 3d), **Vaccinio-Piceetum** TX. 1955 (VT 3b-3d).

Nach dieser Gliederung werden also die von SEIBERT (1992b, S. 63) aus syntaxonomischen und syndynamischen Gründen abgelehnten Fichten-Moorwälder akzeptiert. Auch die in den folgenden Kapiteln dargelegten Betrachtungen zur Regeneration von Mooren legen nahe, dass

es auch Moorzustände geben muss, die ein geringes bis kein Potenzial zur Regeneration haben und bei entsprechender Torfmächtigkeit flächenhaft und langfristig stabil sind, und in denen dann *Picea abies* dauerhaft dominiert. Wenn nun die an Hochmoorarten ärmere und offensichtlich weniger feuchte Standorte besiedelnde Assoziation *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* von SEIBERT (1992b) als eigene Gesellschaft ausgewiesen und nicht zum *Bazzanio-Piceetum* gestellt wird, ist ein adäquates Verfahren für die von *Picea abies* dominierten Bestände nur konsequent. Auch nach Ansatz 2 ergäbe sich eine Klärung bisheriger syntaxonomischer Probleme (KRAUSE 1998, GOLDE 1999; siehe Ansatz 1).

Ansatz 1 entspricht den aktuellen Verhältnissen besser als Ansatz 2. Allerdings ist die aktuellen Bestockung so stark anthropogen gestört (Pionierbaumsukzessionen mit *Pinus rotundata* und *Betula spec.*, Abholzung von *Pinus rotundata*, Pflanzung von *Picea abies*, Entmischung; Kap. 4.3.1), dass ein Naturzustand im UR kaum ableitbar ist. Dies könnte auch einen Teil des von MAST (1999) einbezogenen Aufnahmematerials betreffen, da es sicher nur teilweise auf Störungsfreiheit geprüft werden konnte (insbesondere die VA anderer Autoren). Hinweise auf ungestörte Zustände könnten sich im Bereich einiger, kaum oder nahezu unberührter Erzgebirgsmoore ergeben. Dort ist die räumliche Trennung zwischen *Picea abies*-Beständen im trockenen Moor und *Pinus rotundata*-Beständen im nassen Moor sehr klar (Velký močál, Brummeisenmoor, tschechischer Teil des Großen Kranichsees). *Betula pubescens*-Bestände finden sich auf ungestörten Standorten fast nur in sehr nassen mesotrophen Mooren (Alte Schmiede, Ochsenstaller Haide). Dies spräche letztlich für Ansatz 2.

Abgrenzung der Moorwälder zur Assoziation *Pino mugo-Sphagnetum*

Die Artenzusammensetzung des vor allem in Kiebickenmoor, Großen und Kleinen Kranichsee vorkommenden VT 3a zeigt deutliche Tendenzen zur Assoziation *Pino mugo-Sphagnetum*, auch wenn der Deckungsgrad der Strauchschicht mit > 30 % bereits Waldcharakter hat. Derartige Bestände wurden von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) zur Assoziation *Pinetum uncinatae* gestellt und später von NEUHÄUSL (1969) bzw. DIERSSEN (1998) unter Abtrennung der nassen Ausprägungen der Klasse der *Oxycocco-Sphagnetea* zugeordnet. Dem schlossen sich auch KRAUSE (1998) und GOLDE (1999) an.

Folge des Prinzips formationsspezifischer Kennarten („CF-Methode“, WAGNER & WAGNER 2000) ist, dass einige Arten, die im *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* nach MAST (1999) als Assoziationscharakterarten auftreten, nach DIERSSEN (1998) Charakter- oder Differentialarten in verschiedenen Ebenen der Klasse der *Oxycocco-Sphagnetea* sind (*Sphagnum magellanicum*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum*, alle VC, KC; *Polytrichum strictum* DO, *Aulacomnium palustre*, *Drosera rotundifolia*, beide schwache KC). Ebenso sind alle Verbandskennarten (*Vaccinium uliginosum*, *Sphagnum capillifolium* beide DO) und fast alle Klassenkennarten betroffen (*Pinus rotundata* AC, *Sphagnum fallax*). WAGNER & WAGNER (2000) betrachten das Prinzip formationsspezifischer Kennarten als vorteilhaft, da die Gesellschaftsbindung der Kennarten hierdurch deutlicher wird. Bleibt zur Abgrenzung seitens der oligotraphenten Moorwälder die AC *Eriophorum angustifolium*, die in den VA des UR aber eher selten auftritt. Seitens der Hochmoorgesellschaften kommen in Betracht: *Carex pauciflora*, *Myliia anomala*, *Calypogeia sphagnicola*, *Sphagnum rubellum*

(alle schwache AC) und *S. angustifolium* (VC, KC; bei MAST 1999 vermutlich mit *S. fallax* zusammengefasst). Auch in Anbetracht der weiten Überschneidung formationsbezogener Kennarten kann auf dieser Basis die Zuordnung des VT 3a (vgl. Anlage A 4.1-2) zum **Pino mugo-Sphagnetum** bestätigt werden. Selbst der nur in der Mothhäuser Haide präsente VT 3b zeigt Tendenzen zu dieser Gesellschaft, u. a. durch das selbst überregional für Wälder ungewöhnliche Auftreten der Schlenkenart *Sphagnum cuspidatum*. Eine vollständige Zuordnung der Assoziation Pino mugo-Sphagnetum zu den Moorwäldern, wie sie von WAGNER & WAGNER (2000) vorgenommen wird, scheint nicht möglich. Die Zuordnung zum Pino mugo-Sphagnetum bedeutet weiterhin, dass der VT 3a als einziger VT, der nur von einer Baumart dominiert wird, für eine Diskussion von Ansatz 1 und 2 wegfällt.

5.2.2 Gesellschaften bewaldeter, mesotropher Moor- und Nassstandorte

Zu dieser Gesellschaftsgruppe differieren die Auffassungen von MAST (1999) und RENNWALD (2000) kaum, obwohl unterschiedliche Einstufungen durchaus möglich wären, da es auch hier wechselnde Baumartendominanzen gibt. Ein Großteil der VT kann zur *Carex fusca-Betula pubescens*-Gesellschaft gestellt werden, nach SEIBERT (1992b) aber ebenso auch zum *Calamagrostio villosae-Piceetum*.

- Klasse: Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris PASSARGE & HOFMANN 1968,
- Ordnung: Vaccinio uliginosi-Pinetalia sylvestris PASSARGE & HOFMANN 1968,
- Verband: Carici lasiocarpae-Pinion sylvestris WAGNER nom. prov.,
- Assoziation und ranggleiche Gesellschaften: ***Carex fusca-Betula pubescens-Gesellschaft*** (ehem. *Betulion pubescentis*-Basalgemeinschaft nach MAST 1999; VT 4a-4e; 5a-5d, Kap. 4.1.5.2.2).

- Klasse: Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris PASSARGE & HOFMANN 1968,
- Ordnung: Vaccinio uliginosi-Pinetalia sylvestris PASSARGE & HOFMANN 1968,
- Verband: Carici lasiocarpae-Pinion sylvestris WAGNER nom. prov.,
- Assoziation und ranggleiche Gesellschaften: ***Calamagrostio villosae-Piceetum*** (TX. 1937) HARTMANN et SCHLÜTER 1966 nom. conserv. propos. (VT 5a-5d, 5e-5f).

Teile der erzgebirgischen Bestände, die von KRAUSE (1998) als *Calamagrostio villosae-Piceetum sphagnetosum* eingeordnet wurden, würden nach dieser Zuordnung zur *Carex fusca-Betula pubescens*-Gesellschaft gehören. Dies soll im Folgenden untersetzt werden.

Abgrenzung zwischen *Carex fusca-Betula pubescens*-Gesellschaft und *Calamagrostio villosae-Piceetum*

Eine hohe floristische Verwandtschaft besteht zwischen den VT 4a-4e ohne *Calamagrostis villosa* und den VT 5a, 5b mit *Calamagrostis villosa* (Anlage A 4.1.1). Bei letzteren handelt es sich großteils um *Picea abies*-reiche Bestände, die in den unteren Berglagen vorkommen und denen *Pinus sylvestris* beigemischt ist (LANDGRAF 2003). *Betula*-dominierte Bestände können auf gleichen Standorten auftreten, sind dann aber wahrscheinlich als Pionierwälder zu betrachten, soweit *Picea abies* auf den stark durchnässten Böden dauerhaft stabil ist. Ins-

besondere bei Vorherrschen von *Picea abies* in Kombination mit *Calamagrostis villosa* und *Trientalis europaea* entsteht der Eindruck eines torfmoosreichen Calamagrostio villosae-Piceetum. Es fehlen jedoch viele waldtypische und nässeempfindliche Kryptogamen (AG 2.1-2.3), die z. B. in den VT 5c und 5d teilweise und in den VT 5e und 5f vollständig vorhanden sind. Mit den Moorwäldern nach MAST (1999) verbinden die AC *Eriophorum vaginatum* und die KC *Sphagnum fallax*. Letztere kann als Begleitart entsprechend der von SEIBERT (1992a) erstellten Tabellen auch in nassen Ausprägungen der Montanen Fichtenwälder höchstet vorkommen. Weitere differenzierende Arten treten auf, fehlen den Montanen Fichtenwäldern aber ebenfalls nicht (*Carex nigra*, *C. canescens*).

Die Abgrenzung der Assoziation Calamagrostio villosae-Piceetum zur *Carex fusca*-*Betula pubescens*-Gesellschaft ist in der Ebene von Klasse und Ordnung kritisch, da die hierzu gehörigen Kenn- und Trennarten noch neu definiert werden müssen. Wird der Gliederung von SEIBERT 1992 gefolgt, sind einige VC (*Bazzania trilobata*, *Plagiothecium undulatum*) in den VA des UR geringstet vertreten. Sie dienen nach MAST (1999) als Höhendifferentialarten oder treten in Mooren (*Homogyne alpina*, *Sphagnum quinquefarium*, *Blechnum spicant*) bzw. in der Region (*Soldanella montana*) nicht auf. Es verbleiben *Calamagrostis villosa* und *Trientalis europaea*, die als DA allerdings nur von anderen Assoziationen **innerhalb** des Verbandes trennen. Eine Zuordnung zu den Moorwäldern scheint bei den VT 5a, 5b, 5c akzeptabel, bei VT 5d jedoch nicht.

Einen Vorschlag zur Abgrenzung gegenüber den Moorwäldern erarbeiteten DIERSSEN & DIERSSEN (2007), allerdings auf Klassenebene. *Calamagrostis villosa*, *Bazzania trilobata*, *Homogyne alpina* und *Sphagnum girgensohnii* sind VC innerhalb der Klasse der Vaccinio-Piceetea. Neu hinzu kommt *Sphagnum girgensohnii*, eine vergleichsweise nässeempfindliche, relativ schattenertragende Art. Sie kommt im eigenen Aufnahmematerial stet bis höchstet in den Waldbeständen der Armmoores vor und tritt in den zu diskutierenden Waldbeständen nasser Zwischenmoore deutlich zurück (Anlage A 4.1-2). Eine Zuordnung der Bestände wird anhand dieser Art also nicht leichter.

Entsprechend den aktuellen syntaxonomischen Auffassungen (RENNWALD 2000, WAGNER & WAGNER 2007), unter Berücksichtigung der Baumschicht (Ansatz 2) und unter Zuhilfenahme tabellarischer Dokumentation (MAST 1999, SEIBERT 1992a, DIERSSEN 1998) wird das Aufnahmematerial letztlich folgenden Pflanzengesellschaften zugeordnet:

- **Pino mugo-Sphagnetum** auf den nassesten Armmoores (VT 3a),
- **Vaccinio-Pinetum rotundatae, Vaccinio-Piceetum** (VT 3b-3d) auf nassen Armmoores,
- **Betulion pubescentis-Basalgesellschaft** mit überwiegender Dominanz von *Picea abies* auf trockeneren Armmoores (VT 3e-3f),
- **Carex fusca-Betula pubescens-Gesellschaft** auf nasseren Zwischenmoorens und mineralischen Nässtandorten (teils mit *Calamagrostis villosa*, *Trientalis europaea*; VT 4a-4e, VT 5a-5c),
- **Calamagrostio villosae-Piceetum sphagnetosum** auf trockeneren Zwischenmoorens und mineralischen Nässtandorten (VT 5d-5f).

Die untersuchten Phytozönosen sind damit in ein allgemein verbindliches Bezugssystem eingeordnet. Die syntaxonomische Unterteilung erlaubt durch eine zwei- bis dreistufige Differenzierung von Trophie und Feuchte eine einfache Indikation des Standortes (im Gegensatz zu einer Vielzahl von VT) und kann hierfür ggf. in Subassoziationen tiefer gegliedert werden (vgl. MAST 1999, Kap. 4.1.5.2).

Wird die Bewertung des Gefährdungsgrades nicht wie bisher auf Basis sehr breit gefasster, primär über Baumarten differenzierter Pflanzengesellschaften vorgenommen (Kap. 4.6.2), sondern auf Basis des vorgeschlagenen trophisch und hygriisch abgestuften Systems, lässt sich die gesellschaftsspezifische Flächenpräsenz (Kap. 4.6.2) und die Gefährdungsdiskposition gegenüber Eutrophierung (z. B. Gesellschaften der Armmoore) oder Austrocknung (Gesellschaften der nassen Standorte) besser berücksichtigen als bislang. So besitzt die oft für mesotrophe Regenerationsbereiche typische und aufgrund ihrer Einnischung stark entwässerungsempfindliche Ausprägung der *Carex fusca-Betula pubescens*-Gesellschaft mit *Picea abies* und *Calamagrostis villosa* (VT 5b, 5c) einen deutlich kleineren Flächenanteil als das *Calamagrostio villosae-Piceetum sphagnetosum* (VT 5d-5f) oft stark entwässerter Standorte (16 % gegenüber 45 % der Moorfläche; Anlage B 4.3.1). Ein höherer Gefährdungsgrad und damit eine höhere Schutzbedürftigkeit nässebedingter Vegetationsausprägungen würden letztlich indirekt auch eine verstärkte Hinwendung zum Schutz nasser Standorte und damit der wiedervernässenden Regenerationsbereiche bewirken.

5.3 Bewertung des aktuellen Zustandes der Moore im sächsischen Erzgebirge

Mit einem Mooranteil von ca. 2,4 % gehört der UR zu den moorreichen Naturräumen Sachsens (Kap. 4.5.2). Lokal werden Mooranteile von > 40 % je TK10-Quadrant erreicht, was für verschiedene Landnutzer (Forstwirtschaft, Naturschutz, Trinkwasserwirtschaft) von erheblicher Relevanz sein kann. Geringmächtige minerotrophe Moore (meist mesotroph-saure Zwischenmoore) überwiegen mit 87 % der Moorfläche. Insbesondere die Degeneration der Moore durch Gräben (4.500-6.000 km) ist erheblich (Vorherrschen von Wäldern, Dominanz frischer Ausprägungen der Wälder mit Seltenheit moortypischer AG, starke Fragmentierung und Isolation nasser Ausprägungen der Wälder; vgl. Anhang 4.3-6). Ehemals flächig torfbildende, oligotrophente Pflanzengesellschaften sind bei Fortbestehen dieses Zustandes vom Aussterben bedroht (Bunttorfmoosgesellschaft; ca. 4 ha; Kap. 4.5.1). Eine differenzierte Analyse ergibt sich durch einen Vergleich mit anderen Moorregionen und durch detaillierte Betrachtung verschiedener ökosystemarer Ebenen, wie sie im Folgenden vorgenommen werden soll.

Vergleich mit den Erhebungen anderer Autoren zum Moorkommen im Untersuchungsraum

Die Erfassung der Moorfläche im UR ist aus den bereits dargestellten methodischen Gründen mit großen Unsicherheiten behaftet. Folglich sind auch langfristige anthropogen bedingte Veränderungen der Moorfläche im UR allenfalls ansatzweise quantifizierbar. MÄNNEL (1896) schätzte die Moorfläche des sächsischen Erzgebirges auf 6.000 ha. ZINKE & TEICHMANN

(2000) konnten diesen Wert nach Digitalisierung aller in der Geologischen Karte verzeichneten Torfvorkommen bestätigen. Anhand eigener Untersuchungen dokumentierten sie 1.400 ha Moorfläche („Moore, Moorwiesen, offene / gehölzbestandene Regenerationsstadien“; ohne den Bereich des LSG „Osterzgebirge“), wobei allerdings Torflager $< 0,8$ m nicht und flächenhafte Neuversumpfung nur teilweise einbezogen waren (ZINKE & TEICHMANN 2000; S. 33). Von den dokumentierten Moorbereichen erwiesen sich 800 ha als über 0,8 m mächtig. Das ist weniger als nach eigenen Schätzungen (1.100 ha), auch wenn berücksichtigt wird, dass die Moore des LSG „Osterzgebirge“ nicht enthalten sind (ca. 150 ha). Etwa 4 % der 1.400 ha wurden von den Autoren als naturnah bzw. gering gestört eingestuft. Nach eigenen Ergebnissen sind 9 % der Armmoorstandorte „sumpfig“, also oberflächennah nass. Auch wenn wiederum ein direkter Vergleich der beiden Werte nicht möglich ist, sind die auf verschiedenen Wegen hergeleiteten Ergebnisse als Nachweis einer weitgehenden Moordegeneration im UR zu werten.

Standörtlicher Vergleich mit anderen Moorregionen

Vergleiche mit anderen Regionen gestalten sich generell schwierig, da oft andere Bezugseinheiten (Ländergrenzen statt Naturräume; Gesamtmoorfläche oder einzelne Moortypen) verwendet werden und sich zudem die regionalen Standortkonstellationen (Klima, hydro-morphologische Struktur) deutlich unterscheiden. Dass der Moorzustand auch in anderen Regionen ungünstig ist, zeigt sich am Beispiel Niedersachsen. Von über 800 Moorkörpern befanden sich um 1980 nur noch vier ganz und drei teilweise im wachsenden Zustand (SCHMATZLER & TÜXEN 1980). Für detailliertere Vergleiche lassen sich Daten heranziehen, die im Harz (JENSEN 1987) und Hohen Venn (JORTAY & SCHUHMACKER 1989) erhoben wurden. Beide Gebiete befinden sich in Gebirgslagen auf sauren Grundgesteinen, sind allerdings ozeanischer geprägt. Auch hier haben starke Entwässerungen stattgefunden (Hohes Venn: 2.000 km Grabenlänge). Zwei Aspekte sind bemerkenswert:

- Von 1.000 ha Armmoor sind im Hohen Venn 500 ha (= 50 %) bewaldet, aber immerhin noch 130 ha waldfrei und „intakt“ (= 13 %). Im Harz sind von 1.400 ha Moorfläche noch 462 ha (31 %) natürlicherweise waldfrei (d. h. ohne Wiesen, Torfstiche). Der Anteil waldfreier Bereiche ist bezogen auf Armmoore (Hohes Venn) 32fach höher und bezogen auf die Gesamtmoorfläche etwa (Harz) 7fach höher als im UR! Die klimatischen Bedingungen mögen in den Vergleichsgebieten zwar günstiger sein (Hohes Venn: $P_{\text{unkorr.}} = 1.300$ mm/a, $T = 6,1^{\circ}\text{C}$; Harz: $P_{\text{unkorr.}} = 1.400$ mm bis 1.500 mm/a, $T = 4,5^{\circ}\text{C}$; Kühnhaide im UR: $P_{\text{unkorr.}} = 850$ mm/a, $T = 5,4^{\circ}\text{C}$; Werte aus JORTAY & SCHUHMACKER 1989, JENSEN 1987; FREYDANK 1991), zur Moorbildung haben sie im Erzgebirge auf erheblich größerer Fläche gereicht. Deutlich wird der anthropogen **hochdegradierte Zustand** der Moore im UR.
- Im Hohen Venn sind bei einer Gesamtfläche von 3.000 ha Moor 66 % der Gesamtmoorfläche minerotroph (2.000 ha). Im Harz nehmen die minerotrophen Bereiche etwa 48 % (124 ha) der nassen Offenmoorfläche ein (260 ha Vegetation der Hoch- und Niedermoore). Nicht ableitbar war hier der trophische und hygrische Status der Moore im Bereich der Wälder. Deutlich zeigt sich in allen drei Gebirgen, dass von Natur aus

minerotrophe Moorbereiche hohe Anteile haben bzw. sogar überwiegen. Neben geringen Torfauflagen spielt die laterale Zufuhr minerotrophen Wassers aus mineralischen Einzugsgebieten eine erhebliche Rolle, wie eigene Untersuchungen (Kap. 4.3.3) und die anderer Autoren belegen (JENSEN 1987, BÖHLMANN 2004).

Moortypen

Es gibt eine große Zahl an Möglichkeiten, Moore zu typisieren (z. B. SUCCOW 1988, BURMEISTER et al. 1990, JOOSTEN & CLARKE 2002). Inwieweit sich diese Klassifikationen anwenden lassen, hängt stark von den regional zu Verfügung stehenden Daten ab.

Eine Differenzierung, die sich stark an leicht erfassbaren, morphologischen Kriterien orientiert, nahm JENSEN (1987) für die Moore des Hochharzes vor. Übertragen auf die UG zeigt sich, dass wie im Harz viele Moore mesotroph und als soligene Moore mit starkem Hangwassereinfluss anzusprechen sind (Kap. 4.3.2). Die Abkoppelung der Moore von den Einzugsgebieten im Verlaufe des Moorwachstums führt zu soli-ombrogenen Mooren mit oligotropher Vegetation (Anhang 4.3-8). Einige Moore sind als Sattelmoor einzustufen (Kriegswiese, Mothhäuser Haide).

Eine weitere Gliederungsmöglichkeit bietet sich mit den gleichfalls unkompliziert zu erfassenden ökologischen Moortypen (SUCCOW 1988). Während im UR mesotroph-saure Zwischenmoore vorherrschen, zu denen sich in den unteren Berglagen schwach eutrophe Moore kommen, fehlen letztere in den UG. Stattdessen treten oligotroph-saure Armmoore verstärkt auf (Kap. 4.3.3, 4.5.3). Mesotroph subneutrale bzw. kalkhaltige Moor sind kaum bzw. nicht nachzuweisen.

Eine Zuordnung zu hydrogenetischen Moortypen ist nur sehr begrenzt möglich, da Stratigraphien und hydrologische Analysen kaum verfügbar sind. Dies betrifft insbesondere die detaillierte Klassifikation nach JOOSTEN & CLARKE (2002). Zu Anwendung kommt die Gliederung von SUCCOW (1988). Hanglage, mesotropher Moorcharakter und Kleinflächigkeit von Quellwasseraustritten führen in den UG oft zur Einstufung als Hangmoor. Klassische Regenmoore kommen aufgrund des hohen Hangwasseranteils nicht vor. Zumeist handelt es sich um Hang-Regenmoore (Begriff siehe SUCCOW & EDMOND 2001).

Vorkommen nässeweisender hydromorphologischer Strukturen

Die Oberflächengestalt der Moore und die darin eingebetteten Strukturen spiegeln die Wechselwirkung zwischen den darunter liegenden Geländeformen, dem Klima und der Hydrologie wider. Auf verschiedenen Raumebenen existierten Oberflächenstrukturen (z. B. „Mikrotope“ wie „Lagg fen“, „wooded bog“, „soak“, RYDIN & JEGLUM 2006), deren Vorkommen und räumlich differenzierte Anordnung in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen letztlich zu einer hohen Formenvielfalt der Moore führt, wenn große Regionen betrachtet werden (DIERSSEN & DIERSSEN 2001, JESCHKE et al. 2001, RYDIN & JEGLUM 2006). Die Strukturvielfalt der Moore lässt sich zu hydromorphologischen Moortypen abstrahieren. Waldfreie Strukturen spielen bei dieser Art der Strukturanalyse eine große Rolle (RYDIN & JEGLUM 2006).

Auf die degenerierten und weitgehend bewaldeten Moore eines aus globaler Sicht sehr klei-

nen UR angewandt, kann eine große Vielfalt somit nicht erwartet werden. Nötig und zugleich problematisch für das Anliegen dieser Arbeit ist es, einen geeigneten Bewertungsmaßstab für die aktuelle Präsenz hydromorphologischer Strukturen hinsichtlich Fläche und räumlicher Verteilung in den Mooren des UR im Vergleich zu anderen Regionen oder zu einem angenommenen Naturzustand zu finden. Die Strukturierung der Moore hängt einerseits von klimatischen Rahmenbedingungen (z. B. Vorkommen oder Fehlen von Schlenken in Armmooren Österreichs je nach Kontinentalität; vgl. STEINER 1992) und vom hydrogenetischen Moortyp ab (vgl. SUCCOW 1988). Andererseits zeigt das Beispiel der 30 untersuchten Moore, dass selbst innerhalb eines Bezugsraumes und bei ähnlicher Moorcharakteristik (meso- bis oligotroph-sauer, Speisung durch Hang-, Regenwasser) eine **individuelle, u. a. hydromorphologische Strukturierung** vorhanden ist (Kap. 4.3.2). Zu letzterem Ergebnis führen auch Modellierungen des potenziellen Zustandes (z. B. Mothhäuser Haide; EDOM & KEBLER 2006). Grundsätzlich müsste jedes Moor für sich beurteilt werden. Weder der ursprüngliche Zustand (vor Entwässerung) noch der gedachte potenzielle Zustand (ohne Gräben, aber durch Moorschwind verändertes Relief) können mangels Daten als Maßstab herangezogen werden. Für eine Analyse des Ausgangszustandes einzelner oder gar aller Moore des UR fehlen weitgehend verwertbare Stratigraphien, die die Moore flächenhaft repräsentieren. Sieben von 30 Mooren der UG wurden zumindest punktuell oder in Transekten beprobt (Badwegmoor, Oberes Teichhübelmoor, Mothhäuser Haide, Hühnerhaide, Lehmhaide, Mooshaide, Kriegswiese, Stengelhaide; Näheres in ROST & HEMPEL 1947a-c; EDOM 2001a, SCHINDLER et al. 2005a-c, 2008). Eine Flächenrepräsentanz wird in keinem Fall erreicht. Auch Modellierungen des potenziellen „Ökotopezustandes“ wurden im UR bislang selten durchgeführt (Mothhäuser Haide – EDOM & KEBLER 2006, Kriegswiese – ZINKE & EDOM 2006). Selbst in Anbetracht dieser Schwierigkeiten muss zumindest die Präsenz nässegeprägter Strukturen diskutiert werden, denn diese sind Ausdruck eines dauerhaft hohen Grundwasserstandes und letzterer ist wiederum Grundvoraussetzung der Moorbildung (EDOM 2001b):

- Eine einheitlich angewandte Definition für **Laggs** lässt sich der Literatur nicht entnehmen. Zumeist werden sie als Bereiche charakterisiert, die in der Peripherie von Hochmooren vorkommen und in denen nährstoffarme Wässer aus dem Moorinneren und nährstoffreiche Wässer aus der minerotrophen Umgebung zusammenströmen (GRÜNIG et al. 1986, BURMEISTER et al. 1990, DIERSSEN & DIERSSEN 2001, RYDIN & JEGlum 2006, GORE in RYAN 2006). Diese vor allem auf Seitenkantenlaggs passende Beschreibung verdeutlicht, dass in solchen Fällen konvergente Wasserströme vorliegen. Hohe Wasserüberschüsse bewirken in Senkenlagen markante waldfreie Bereiche. Oberkantenlaggs als Einstaubereiche minerotrophen Wassers sind meist nicht so typisch ausgeprägt, wie den Beschreibungen von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) zu entnehmen ist. Selbst in moorreichen Regionen wie Irland wurden Laggs durch Entwässerung und Torfabbau weitgehend zerstört (GORE in RYAN 2006), allerdings ist anzunehmen, dass dieser Feststellung eine relativ enge Definition (z. B. Waldfreiheit) zugrunde liegt. In den UG haben Laggs einen vergleichsweise hohen Anteil mit 10 % der Moorfläche, wurden in vorliegendem Fall allerdings auch weit gefasst (inkl. Wald, vgl. RYDIN & JEGlum 2006). Auch in den UG zeichnen sich die Laggs durch konvergente Wasserströme aus. Waldfrei sind meist

Seitenkantenlaggs (Unteres Teichhübelmoor, Brandhübelmoor). Über lange Zeiträume erweisen sich Laggs als schwer entwässerbar und neigen besonders stark zur autogenen Regeneration (Kap. 4.3.4). Sie sind auf Luftbildern anhand fehlender (nach den SO₂-Schäden nicht wieder etablierter) Waldbestände in einigen Fällen gut erkennbar (Hühnerhaide, Unteres Teichhübelmoor). Um 1820 waren sie hier als einzige Bereiche noch waldfrei (vgl. Anhang 4.3-1).

- **Flachrullen** werden teils als natürliche Entwässerungsrinne (GRÜNIG et al. 1986), als schwach eingemuldete „Rieselwassergebiete“ mit Riedgrasgesellschaften (KÄSTNER & FLÖBNER 1933) bzw. trophisch reichere Struktur mit Stromlinienzusammenlauf (EDOM 2001a) innerhalb von oligotrophen Mooren charakterisiert. In Irland kommen natürliche moorinterne Entwässerungssysteme ab einer Moorfläche von 260 ha vor (GORE in RYAN 2006). Wenn dieser Wert auch nicht unmittelbar auf die Moore des UR übertragbar ist (andere klimatische Bedingungen, Individualität der Moore), fällt doch auf, dass großflächig ausgebildete Flachrullen im UR zumeist bei großen Mooren ab ca. 100 ha auftraten (Schreiberhaide, Polackenhaide; KÄSTNER & FLÖBNER 1933). Nasse, gehölzarme Flachrullen kamen in den 1930er Jahren vor allem in den weitgehend intakten Mooren des tschechischen Erzgebirges vor und prägten dort sogar große Moorteile (RUDOLPH & FIRBAS 1924, KÄSTNER & FLÖBNER 1933), z. B. in der Schreiberhaide (Moor heute abgetorft), während sie in den deutschen Mooren nur noch in der Stengelhaide (Moor heute abgetorft) anzutreffen waren. In den UG gibt es Flachrullen mit mesotropher, nässeweisender Vegetation nach derzeitigem Kenntnisstand als Singularität nur in der Mothhäuser Haide (Kap. 4.3.2). Dass ein Potenzial vorhanden ist, zeigt das Beispiel der Erlhaide. Hier sind Einmuldungen mit leicht konvergentem Stromlinienverlauf vorhanden (Anhang 4.3-4, Karte 3), entwässerungsbedingt allerdings trocken. Gut ausgeprägte Flachrullen gibt es heute nur noch außerhalb des UR im tschechischen Teil des Erzgebirges (Polackenhaide – leicht entwässert; Keilhaide – nicht entwässert; Kenntnis aus eigener Begehungen). Die Zerstörung der „letzten erhaltenen Rullenbildung“ wurde selbst in den ausgedehnten Moorlandschaften Nordwestdeutschlands dokumentiert (MÜLLER 1975). Auch in Irland sind moorinterne natürliche Entwässerungsbahnen durch die Nutzung der Moore sehr selten geworden (GORE in RYAN 2006). In Gebirgsregionen kommen Flachrullen hingegen offensichtlich noch häufiger vor (GRÜNIG et al. 1986; DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Es ist anzunehmen, dass die Funktion der Flachrullen in den UG aktuell von Gräben übernommen wird (EDOM & WENDEL 1998) und dass ihre Lage selbst bei weit fortgeschrittener Regeneration auf Grund von Grabenrandsackungen noch lange Zeit von der Struktur des Entwässerungssystems vorgeprägt ist. Die Funktion von verlandeten Gräben im Sinne von Flachrullen könnte eine mögliche Erklärung für die auffällige Präsenz von minerotraphenten Arten in den Gräben der Mothhäuser Haide sein, bei sonst oligotropher Umgebung (Kap. 4.3.5).
- **Schlenken** müssen ebenso wie die zuvor betrachteten Strukturen in Abhängigkeit von Moorregion, Moortyp und hydromorphologischer Struktur des einzelnen Moores nicht zwingend in großer Zahl und Fläche auftreten. So kann die Oberflächenausformung so gleichmäßig sein, dass wassergefüllte Vertiefungen trotz hohen Grundwasserstandes nicht vorkommen (DIERSSEN & DIERSSEN 2001). Selbst in Anbetracht dieser Tatsache ist

jedoch das weitestgehende Fehlen von Schlenken in Armmooren der UG ein sicheres Austrocknungszeichen. Das Vorkommen von Schlenken beschränkt sich fast ausschließlich auf Kriegswiese und Mothhäuser Haide, also zwei von 30 untersuchten Mooren. Der Anteil „schlenkenreicher Bereiche“ an der Gesamtmoorfläche beträgt 3,9 %, wobei der Begriff zwar das gehäufte Auftreten verdeutlicht, aber die kleinstflächige Ausdehnung und den geringen Flächenanteil dieser Struktur eher kaschiert. Der geringe Anteil bzw. Rückgang von Schlenken wurde bereits in anderen Regionen als Zeichen einer Austrocknung gewertet (EIGNER 1975, JORTAY & SCHUHMACKER 1989). Als Maßstab können abermals einige kaum entwässerte und damit gut erhaltene Moore des tschechischen Erzgebirges herangezogen werden. Hier gibt es ausgedehnte schlenkenreiche Bereiche (Großer Kranichsee, Brummeisenmoor, Alte Schmiede, Keilhaide).

Auch die Analyse auf der nächst höheren, der chorischen Raumebene zeigt eine weitgehende Degeneration der Moore. „Stufenkomplexe“, die sich wie im Harz aus Mosaiken waldfreier, nasser Arm- und Zwischenmoore zusammensetzen (JENSEN 1987), können im UR in keinem der bewaldeten Moore festgestellt werden. Ebenso lassen sich andere morphologische Gliederungen auf Grund der Walddominanz kaum ansatzweise anwenden. So unterscheiden DIERSSEN & DIERSSEN (2001) in Abhängigkeit vom Grundwasserstand Schlenken (0,0-0,2 m ü. F., z. B. *Sphagnum cuspidatum*), Teppichhorizont (0,1 m u.F., „Kryptogamen üppig, Phanerophyten schütter“), Rasenhorizont (0,2 m u.F. kontinuierlich im Kapillarsaum, „mehr Phanerophyten“) und Bulten bzw. Stränge (0,4 m u.F., „Zwergsträucher, austrocknungstolerante Kryptogamen“). Waldfreie Teppich- oder Rasenhorizonte sind in den UG nicht, Schlenken selten, Bulte nur punktuell anzutreffen. Im UR dürften Mothhäuser Haide und Kriegswiese, insbesondere aber Kleiner und Großer Kranichsee, hinsichtlich ihres relativ hohen Anteils an Schlenken Ausnahmeerscheinungen darstellen. Bulten sind nur in den beiden letztgenannten Mooren bedeutend. Insgesamt ist ein gravierender, anthropogen verursachter Mangel an nässeweisenden hydromorphologischen Strukturen in den UG festzustellen. Dies ist sicher auf den UR verallgemeinerbar.

Schlüsselarten

Schlüsselarten umfassen nach KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) „Schlusssteinarten“ (Ökosystem entscheidend stabilisierend; stärker als nach Biomasse zu erwarten) und „Schlüsseldominanten“ (dominant, physiognomisch prägend; vgl. auch BERNOTAT et al. 2002, S. 125).

Eine Schlüsselfunktion haben **Torfbildner**, die im Verlaufe einer Moorgenese zeitweilig oder dauerhaft auftreten. Für den UR sind aus Großrestanalysen folgende, oft nicht bis zur Art bestimmte / bestimmbar Sippen als wichtige Torfbildner bekannt (RUDOLPH & FIRBAS 1924, FRENZEL 1930): *Sphagnum spec.*, *Eriophorum vaginatum*, *Scheuchzeria palustris*, *Phragmites australis*, *Carex spec.*, *Equisetum spec.* und *Pinus rotundata*. Detaillierte Feinanalysen existieren kaum. In mesotrophen Entwicklungsstadien der Mothhäuser Haide wurde *Carex rostrata*, in späteren oligotrophen Stadien dagegen vor allem *Sphagnum magellanicum* gefunden (ein Bohrprofil; THEUERKAUF 2006). Die genannten Arten können je nach Moortyp und Zustand auch allein herrschend auftreten, sind bei Wegfall jedoch durch verwandte Arten ersetzbar. Der Intention einer „Schlüsseldominante“ im o. g. Sinne werden sie deshalb nicht ge-

recht. Sie müssten in Anlehnung daran vielmehr als „dominante Schlüsselsippen“ bezeichnet werden.

TIMMERMANN et al. (2008) benennen in einer engeren Fassung des Begriffes mehrere Schlüsselarten, die in der Lage sind, in Regenmooren ein „**funktionsfähiges Akrotelm**“ mit geringer Durchlässigkeit und hoher Speicherkapazität aufzubauen (und damit auch Torfbildner sind, Kap. 3.4). Sie treten in den 561 TK10-Quadranten des UR (Kap. 4.5.2) mit folgender Häufigkeit auf (MÜLLER 2004):

- <i>Sphagnum papillosum</i> :	47 Quadranten	- <i>S. fuscum</i> :	5 Quadranten
- <i>S. rubellum</i> :	27 Quadranten	- <i>S. imbricatum</i> :	kein Quadrant
- <i>S. magellanicum</i> :	20 Quadranten		

Gemessen an der Zahl von 283 Quadranten mit Moorstandorten bzw. an der Zahl von Quadranten mit hohem Mooranteil (Anteil > 10 %: 34 Quadranten) ist die Präsenz dieser Schlüsselarten außer bei *Sphagnum papillosum* auffällig gering. Selbst bei weiter Fassung des Begriffes treten Schlüsselarten wenig in Erscheinung. Von Bedeutung sind in Anbetracht ihrer Verbreitung in den UG, ihrer Präsenz in den VA (Anlage A 4.1-1) und einer weiten Artverbreitung in Sachsen (HARDTKE & IHL 2000, MÜLLER 2004) aus heutiger Sicht allenfalls:

- mesotraphent – *Carex canescens*, *C. nigra*, *C. rostrata*, *Sphagnum fallax* (bedeutend bei Grabenverlandung! Kap. 4.5.4.2),
- oligotraphent – *Sphagnum capillifolium*, *Eriophorum vaginatum* (beide Arten mit meist geringem Deckungsgrad).

Pinus rotundata ist ein schwacher Torfbildner, und das auch nur unter nassen Bedingungen. Mit der aktuellen Verbreitung der Arten sind also zwei grundsätzliche Probleme verbunden:

- Das **Potenzial** an torfbildenden Arten oder Arten, die eine besondere Funktion für hydraulische Eigenschaften des Akrotelms haben, ist insbesondere im Bereich der Arm Moore stark eingeschränkt. Bezogen auf den UR sind diese Arten – mit Schwerpunkt im Westerzgebirge – noch vorhanden (außer *Scheuchzeria palustris*), können ihre tragende Funktion im Ökosystem aber überwiegend nicht mehr ausüben. Bezogen auf die UG lässt sich dies noch weiter konkretisieren. *Sphagnum magellanicum* ist in fünf von 30 untersuchten Mooren punktuell anwesend (Mooshaide, Gründelhaide, Brandhübelmoor, Unteres Teichhübelmoor – jeweils mit einem Fundort, Mothhäuser Haide – zwei Fundorte), *S. rubellum* in drei Mooren (Mothhäuser Haide, Brandhübelmoor, Kriegswiese) und *S. papillosum* in einem Moor (Kriegswiese; SCHINDLER et al. 2005a-c, 2008, MÜLLER 2000). Ein höheres Potenzial mit dem teils flächigen Vorkommen von *Sphagnum fallax* und *Carex* spec. haben allein nasse, waldfreie Zwischenmoore.
- Die **Schlüsselfunktion** der analysierten Arten kommt nur zum Tragen, wenn die Moorstandorte hinreichend nass sind und die Torfbildung stärker ist als die Torfzersetzung. Die Bewaldung der Moore im UR deutet auf eine zu geringe Nässe hin.

Vielfalt und Gefährdung von Pflanzenarten

Als Maßstab für die Bewertung der Biodiversität ist nicht die maximale, sondern die **stand-**

ortstypische bzw. ökosystemeigene Vielfalt entscheidend (vgl. KAISER et al. 2002, SCHMIDT 2007). Mit einer Nutzung und damit einer verringerten Naturnähe kann durchaus eine Erhöhung der Vielfalt einhergehen, die naturschutzfachlich aber nicht als günstig zu bewerten ist (vgl. DENNER 2006). Ein typisches Beispiel für solche Störungen im UR ist die starke, kalkungsbedingte Zunahme der Artenzahlen (Kap. 4.1.2). Bei den folgenden Ausführungen ist zu beachten, dass alle untersuchten Waldbestände früher bewirtschaftet oder anderweitig beeinflusst wurden (Stockholznutzung, Entwässerung) und eine klare Trennung zwischen anthropogen verursachter und ökosystemeigener Vielfalt mangels Referenzbeständen nicht möglich ist. Eine geringe Vielfalt an Pflanzenarten weisen VT der waldfreien Armmoores auf, eine hohe Vielfalt VT bewaldeter Reichmoore und bewaldeter nasser Armmoores (Kap. 4.6.1). Letzteres war unerwartet, wird den Armmoores doch eine besonders geringe Vielfalt, zumindest an Pflanzenarten zugeschrieben (z. B. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Einen je nach VT verschieden starken, jedoch immer wesentlichen Beitrag zur Vielfalt leisten erwartungsgemäß die überwiegend feuchtebedürftigen Moose, die in ökosystemtypischer Weise oft mit großen Artmächtigkeiten und Artenzahlen auftreten, weshalb ihnen KRAUSE (1998) auch einen besonderen Schutzwert zuschrieb. Nur im Bereich bewaldeter Armmoores und hier wiederum besonders in nassen Ausprägungen ist die Artenzahl der Moosschicht in allen VT deutlich höher als die der Krautschicht (VT 3c: $mAZ_{\text{Moosschicht}} = 16$, $mAZ_{\text{Krautschicht}} = 9$, Tab. 4.1-1, S. 38). Die Ursache wird deutlich, wenn die Extreme „Offenmoor“ und „Wald“ verglichen werden: Auf ersteren herrschen lichtbedürftige, nässeertragende, konkurrenzschwache Standortsspezialisten (*Andromeda polifolia*, *Sphagnum rubellum*, *S. magellanicum*, *S. tenellum*; VT 2a-2c vgl. Anlage A 4.1-1), auf letzteren nässeempfindliche, Schatten und Streu tolerierende, meist an Wälder gebundene Arten (*Dicranum scoparium*, *Polytrichum formosum*, *Sphagnum girgensohnii*, *Bazzania trilobata*; VT 3d-3f). Im UR erreicht die Baumschicht der Wälder nasser Armmoores oft Deckungsgrade, die denen einer nässebedingten Waldgrenze nahe kommen. Da die Mooroberfläche nicht völlig eben ist, sondern nasse Senken aufweist, wird diese Grenze lokal überschritten, so dass es zu einer engen Verzahnung gehölzärmer Bereiche mit Schlenken sowie gehölzdominierter, waldartiger Bereiche kommt. Diese Verzahnung ist im Gegensatz zu den gehölzärmeren Mooren, z. B. des Harzes, so eng, dass keine vegetationskundliche Differenzierung innerhalb eines Gesellschaftsmosaikes (*Calamagrostio villosae-Piceetum*, *Piceo-Vaccinietum uliginosi hercynicum*; JENSEN 1987) vorgenommen werden kann. Dieses lokale Überschreiten der Waldgrenze entspricht prinzipiell der Wirkungsweise eines Ökotons (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Daraus wird letztlich die besondere Refugialfunktion zwar bewaldeter, aber nasser und gering beschatteter Armmoorstandorte deutlich.

Wird das Ökosystem als Ganzes betrachtet, hängt die Artenvielfalt zudem von der Lebensraumvielfalt ab. Der aktuelle Moorzustand im UR lässt hier einschneidende Veränderungen hin zu einer starken Nivellierung erkennen. Während vergleichsweise trockene Moorausprägungen vorherrschen, sind nasse selten (Schlenken) oder fehlen nahezu (Flachrüllen). Den Verlust entsprechender Nässezeiger (z. B. *Sphagnum cuspidatum*, *S. fallax*, *Carex rostrata*, *Menyanthes trifoliata*) im Zuge von Entwässerungen beschreibt RAIJA (2008). LAITINEN et al. (2007) betonen die Bedeutung mesotropher, nasser Moorausprägungen für das Vorkommen

mesotropher Arten in Aapamooren und stellten fest, dass gerade hier eine Reduktion der Artenvielfalt stattfindet (u. a. weil sich *Sphagnum*-geprägte Gesellschaften ausbreiten) und vermuten als Ursachen Klimawandel, sinkende Grundwasserstände, die Wirkung von Gräben, saure Depositionen bzw. Nutzungseinstellungen (Mahd).

Arten der Roten Liste Sachsens konzentrieren sich auf waldfreie und bewaldete, aber nasse Armmoore. Sie haben auf Grund ihrer ökologischen Charakteristik (nährstoffarme und nasse Standorte, lichtbedürftig, konkurrenzschwach; vgl. Kap. 4.6.1) eine besondere Gefährdungsdiskposition unter der heute vorherrschenden, anthropogenen Konstellation von Entwässerung, Bewaldung und Eutrophierung. Der aktuellen hydromorphologischen Struktur entsprechend sind Arten, die an Schlenken oder andere sehr nasse Strukturen gebunden sind, besonders gefährdet. Ausgestorben (RLS 0) ist *Scheuchzeria palustris*, die sich stratigraphisch bis in die jüngste Zeit mit hohen Anteilen nachweisen lässt (Große Säure, EDOM et al. 2009). Sehr selten und vom Aussterben bedroht sind *Carex limosa*, *Sphagnum tenellum* und *Drosera anglica* (RLS 1; HARDTKE & IHL 2000, MÜLLER 2004). Bis auf *Sphagnum tenellum* fehlen alle diese Arten in den UG und konzentrieren sich im UR überwiegend auf den Großen und Kleinen Kranichsee. Unter den Bultarten sind *Carex pauciflora* und *Andromeda polifolia* sehr selten und vom Aussterben bedroht bzw. stark gefährdet (RLS 1, 2). Die in naturnahen Mooren des UR verbreiteten Arten *Empetrum nigrum* und *Vaccinium oxycoccos*, beide als gefährdet eingestuft (RLS 3), fehlen den meisten Mooren in den UG. Das im UR vielleicht markanteste und bestuntersuchte Beispiel für Rückgang und Gefährdungsgrad von Arten ist der vergleichsweise trockene Moorstandorte (HOHENSTATTER 1973, SENGBUSCH 2004) charakterisierende *Pinus mugo*-Sippenkomplex. Existierten in Sachsen 1850 etwa **55 bis 60** Vorkommen, gibt es heute nur noch 22 Vorkommen, von denen nur **neun** als gesichert gelten (GOLDE 1996). Die Wuchsformen sind dabei verschieden häufig und werden dementsprechend differenziert bewertet (*Pinus rotundata* grex *prostrata* RLS 3, *Pinus rotundata* grex *arborea* RLS 1; SCHMIDT 2000a, 2002). Reinbestände nehmen etwa 50 ha, Mischbestände mit *Picea abies* etwa 40 ha ein. In Relation dazu gibt es im Schwarzwald aktuell etwa 72 Populationen (SENGBUSCH 2004). Die im Südschwarzwald vorgefundene Bestandesfläche von 187 ha bezeichnet der Autor als gering (SENGBUSCH 2006). Hiervon betrachtet er 118 ha als ungefährdet und 68 ha in **16** Vorkommen aufgrund fehlender Unterwanderung mit *Picea abies* als gesichert. Wenn auch kein unmittelbarer Vergleich möglich ist, wird die durch Austrocknung der Moore bedingte besondere Gefährdung der Art im UR herausgestellt.

Vielfalt und Gefährdung der Lebensräume

Unter den von BÖHNERT et al. (2001) aufgelisteten Pflanzengesellschaften lassen sich in den UG elf nachweisen (Kap. 4.6.2). Deutlich höher ist die **Vielfalt** mit 28 VT, wenn ökologisch orientierte Grundeinheiten differenziert werden (Kap. 4.1). Dieser Effekt ist auch für einzelne Moore zu erwarten. Verglichen mit anderen Regionen dürfte die Lebensraumvielfalt jedoch gering sein. So fehlen im Gegensatz zum teils kalkgeprägten süddeutschen Alpenvorland mesotroph-subneutrale und mesotroph-kalkhaltige Moore (vgl. WAGNER 2000). Die ökosystemeigene Vielfalt ist also eingeschränkt (SCHMIDT 2007). In der chorischen Ebene hängt die Vielfalt in natürlichen Mooren von der Spanne trophischer und hygrischer Gradienten

(vgl. KOSKA et al. 2001, CLAUSNITZER & SUCCOW 2001) und letztere wiederum von der konkreten hydromorphologischen Struktur der Moore ab (EDOM et al. 2007b). Deutlich zeigen die Analyseergebnisse in den UG eine Einschränkung der Lebensraumvielfalt, hervorgerufen durch die entwässerungsbedingte Einengung des hygrischen Gradienten (Kap. 4.3). Noch klarer wird diese Einengung, werden aktueller und ursprünglicher Zustand verglichen. So sind in der Mothhäuser Haide von waldfreien torfbildenden Gesellschaften der Arm- und Zwischenmoore mit umgebenden Moorwäldern (EDOM 2001a) nahezu ausschließlich mehr oder minder nasse Moorwälder übrig geblieben. In vielen anderen Mooren dürfte die Entwässerungswirkung noch viel stärker sein (nur noch VT 3f auf Armmoor in: Moos-, Gründel-, Herrn-, Stinkenhaide, Badwegmoor; Anlage B 4.3-1).

Besteht schon bei einigen Sippenkomplexen die Notwendigkeit differenzierter Bewertungen der **Gefährdung** (*Pinus mugo* agg., Abschnitt „Vielfalt und Gefährdung des Arteninventars“), so ist dies bei Lebensräumen aus syntaxonomischen Erwägungen heraus in viel stärkerem Maße erforderlich. Die Gliederung in VT führt zwar zu einer geringeren Fläche je VT, ermöglicht aber eine differenziertere Einschätzung der Flächenrelationen. Am Beispiel der Assoziation *Vaccinio uliginosi-Piceetum* lässt sich dies prägnant darstellen. Diese Pflanzengesellschaft gilt in Sachsen als stark gefährdet (RLS 2, BÖHNERT et al. 2001). Während die trockenen Ausprägungen oligotropher Moorwälder in den UG 175 ha (VT 3d-3f) und im UR (KE 12.4.2) 925 ha einnehmen, entfallen auf die nassen Ausprägungen 34 ha (Teile von VT 3b, 3c) bzw. 90 ha (KE 12.4.1), also ein Fünftel bzw. ein Zehntel der Gesellschaftsfläche. Damit sind die nassen Ausprägungen deutlich seltener und letztlich stärker gefährdet. Das ist auf andere Pflanzengesellschaften übertragbar.

Naturnähe und Grad der Moordegradation

Zu unterscheiden sind drei Bewertungsaspekte: Naturnähe des Standortes, Naturnähe der Vegetation und Naturnähe der Vegetationsentwicklung (Arbeitskreis FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1996, THOMASIU & SCHMIDT 2003). Die Naturnähe lässt sich am heutigen Zustand (aktualistischer Ansatz) oder am früheren Zustand (historischer Ansatz) bemessen (KAISER et al. 2002, SCHMIDT 2007). Ein möglicher Bewertungsmaßstab im Rahmen des erstgenannten Ansatzes wäre die PNV. Allerdings ist die PNV Ausdruck des heutigen Standortpotenzials. Strukturierte Fichtenbestände auf stark entwässerten Moorstandorten könnten so gesehen als naturnah gelten, was aber im Sinne des Naturschutzes keine zielführende Bewertung wäre. Der historische Ansatz wiederum erweist sich als schwer durchführbar, da nur von wenigen Moorstandorten und dort wiederum fast nur von Armmooren zumindest näherungsweise der Ursprungszustand vor Entwässerung bekannt ist (vgl. Ergebnisse der Torferkundung, z. B. GRAHMANN 1947). Ein dritter „projektiver Ansatz“ wäre denkbar, wenn der hydromorphologisch veränderte, aber wiedervernässte Standort zugrunde gelegt wird. Aber auch hier existieren kaum Daten (in den UG: Mothhäuser Haide, Kriegswiese; EDOM et al. 2007a, ZINKE & EDOM 2006).

Eine moorspezifische Bewertung ist in Form von „Moordegradationsstufen“ möglich (TIMMERMANN et al. 2008). Es werden nach Kriterien wie Tiefe und Dauer der Entwässerung, Veränderung der Vegetation und Fortschritt der Pedogenese sechs Stufen unterschieden. Die

Stufen 0 bis 2 (Degradation minimal, gering oder mäßig) dürften nach heutigem Kenntnisstand im UR nicht mehr vorkommen, da alle bisher bekannt gewordenen Moore zumindest randlich Gräben enthalten oder langfristig entwässert sind. Der Stufe 3 (Degradation mittel) mit langzeitiger leichter Entwässerung können vermutlich nur wenige Moore wie der Kleine Kranichsee zugerechnet werden. Die Kriegswiese (Gräben in Randbereichen) gehört hierzu, wenn außer Acht gelassen wird, dass Teile des Moores ausgetorft sind und der Resttorfkörper randlich gesackt ist. **Die meisten Moore des UR und alle Moore der UG (ggf. außer Kriegswiese) dürften der Stufe 4 (Degradation stark) angehören.** Sie sind langfristig und tief entwässert, der Moorkörper ist durch Moorschwund verformt. Großflächig abgetorfte Moore sind der Stufe 5 (Degradation maximal) zuzuordnen. In den UG betrifft dies Mooshaide (vollständig Torfstich) und Stengelhaide (überwiegend Torfstich).

Bei Fortbestehen dieser bereits seit 100 bis 200 Jahren herrschenden, anthropogen geprägten Verhältnisse werden die im regionalen Vergleich ohnehin stark gestörten Moore des sächsischen Erzgebirges (vgl. Abschnitt „Standörtlicher Vergleich mit anderen Moorregionen“) einem fortschreitenden Flächen- und Qualitätsverlust unterliegen.

Moorwachstum im Untersuchungsraum

Inwieweit im UR aktuell noch ein Moorwachstum stattfindet, wurde bislang nicht gezielt untersucht. Indizien für das Vorhandensein von Akrotelmen liegen für Teilbereiche der Großen Säure vor (EDOM et al. 2008). Eine Ableitung ist damit nur möglich, indem subfossile und aktuelle Vegetation verglichen werden. Stratigraphische Befunde lassen erkennen, dass die mächtigeren Moorstandorte vor allem von torfmoosreichen, gehölzfreien Gesellschaften der Arm- und Zwischenmoore gebildet wurden. Gehölzreiche Gesellschaften hinterließen ausgeprägte „Stubbenhorizonte“ von 0,1 m bis 0,3 m (Sebastiansberger Heide; RUDOLPH & FIRBAS 1924), teils sogar 0,5 m („Siebensäure“; FRENZEL 1930) Mächtigkeit. Ob Bäume in relevantem Maß torfbildend sind, ist umstritten, wird aber nicht ausgeschlossen (GROBE-BRAUCKMANN 2006). Im Extrem – bei zu geringer Nässe – kommt die Torfbildung dauerhaft zum Erliegen, holzreiche bzw. hoch zersetzte Torfe stellen dann den oberen Abschluss des Torfprofils dar (RUDOLPH & FIRBAS 1924, S. 97). Die weitgehende Bewaldung bzw. Waldfähigkeit der Moore im UR (96 %) kann damit ein Zeichen fehlender Torfbildung sein, ist es aber nicht zwingend.

Aktuelle Phytozönosen natürlich waldfreier Moore haben mit einigen Einschränkungen eine ähnliche Artenstruktur, wie sie für wachsende Moore früher typisch war. So fanden RUDOLPH & FIRBAS (1924) bei stratigraphischen Untersuchungen im oligotrophen Bereich neben *Sphagnum*-Arten auch Reste von *Vaccinium oxycoccos*, *Andromeda polifolia* und *Eriophorum vaginatum* (z. B. Reißzeche), im mesotrophen Bereich u. a. von *Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *Viola palustris*, *Equisetum fluviatile* und *Menyanthes trifoliata*. Vor allem Starknässezeiger wie *Carex lasiocarpa* oder *Menyanthes trifoliata* sind in den Zwischenmooren heute eher selten. Im Folgenden wird angenommen, dass Phytozönosen der nässebedingt waldfreien Moore im UR eine Torfbildung aufweisen.

Die Einschätzung der aktuell bewaldeten Moorstandorte gestaltet sich schwierig. SENGBUSCH (2006) verwendete als Indikator für Moorwachstum das Vorhandensein gering zersetzter über

hoch zersetzten Torfen, in der Umkehrung bei fehlendem Wachstum das Vorhandensein hochzersetzer Torfe bis an die Oberfläche sowie einen Fermentationshorizont mit Streuresten. Auf dieser Basis und einer Zuordnung von Vegetationsparametern trennt er torfbildende (*Eriophorum*-Typ, *Vaccinium*-Typ mit > 85 % *Sphagnum*-Arten) und nichttorfbildende Waldvegetation (*Vaccinium*-Typ mit 0 %-60 % *Sphagnum*-Arten). Da SENGBUSCH (2006) keine detaillierten Angaben zur konkreten Artenstruktur macht und im UR das Vorkommen von Schlüsselarten stark eingeschränkt ist, wird angenommen, dass *Eriophorum vaginatum*- bzw. *Sphagnum*-reiche Vegetation im UR eine Stagnation (Gleichgewicht von Torfbildung und Torfzersetzung) und *Sphagnum*-arme Vegetation einen Torfschwund anzeigt.

Werden diese Ansätze auf die Moore des UR übertragen, wird die **Seltenheit wachsender Moorstandorte** (= waldfreie Vegetation) deutlich. Im Bereich von Armmooren tritt Moorwachstum nur noch punktuell (ca. 4 ha), in mesotroph-sauren Zwischenmooren mit einem Flächenanteil von 6 % auf (KE 0.2.1; bezogen auf 6.620 ha Zwischenmoor; Kap. 4.5.1). Allerdings ist ein deutlich geringerer Wert in Anbetracht oft fehlender Starknässezeiger möglich. Weniger selten sind Standorte mit einer Stagnation. Im Bereich der Armmoore haben sie einen Flächenanteil von 17 % (= *Sphagnum*-reiche, nässegeprägte Moorwälder; KE 13.2.1, 13.2.2, 13.4.1; bezogen auf 1.116 ha Armmoor), im Bereich der Zwischenmoore von 3 % (KE 12.1; bezogen auf 6.620 ha Zwischenmoor). Damit würden 83 % der Armmoore und mindestens 91 % der Zwischenmoore einem oxidativen Torfschwund unterliegen und bei Fortbestehen der meist von Entwässerungen geprägten Standortverhältnisse langfristig von Verlust bedroht sein.

Bewertung der Moorlebensräume

Eine abschließende naturschutzfachliche Bewertung der Moore (chorische Ebene), ist selbst im Rahmen der UG nicht möglich, da hierfür grundlegend notwendige Daten zum ursprünglichen und potenziellen Zustand fehlen. Für die Bewertung von Moorstandorten bzw. Moorlebensräumen (topische Ebene) sind jedoch Optionen erkennbar. Die Analyse der Moore im UR im Vergleich mit anderen Moorregionen verdeutlicht, dass den feuchte- und trophieabhängigen Zuständen der einzelnen Moorlebensräume eine unterschiedliche Bedeutung aus Sicht des Naturschutzes und hier speziell des Moorschutzes zukommt. Bewertet werden sieben „Lebensraumkategorien“ inklusive der dort eingeordneten Phytozönosetypen (Tab. 5.3-1, Sp. 1; eutropher Bereich nicht nach Feuchte differenzierbar). Eine Bewertung des Wiedervernässungspotenzials wäre von Interesse, kann in diesem Rahmen aber nicht vorgenommen werden, da dieses Potenzial abiotisch determiniert ist und von der konkreten Moorstruktur abhängt (Kap. 4.3.4). Die Bewertung erfolgt anhand von vier Kriterien und geht von den spezifischen Verhältnissen des UR aus:

- **Seltenheit der Lebensraumkategorie** (Kap. 4.5.1): Die Bewertung des Flächenanteils der Lebensraumkategorien an der Moorfläche des UR (Tab. 5.3-1, Sp. 2) erfolgt in drei Wertstufen (Wert 1: > 40 %, Wert 2: 21 %-40 %, Wert 3: < 21 %). Der Abgrenzung der Stufen liegen ein Maximalwert (60 % Flächenanteil, entspricht ~ ZM3) sowie dessen gleiche Aufteilung auf die Stufen zugrunde.

- **Anzahl gefährdeter Arten** (Anlage B 4.6-5): Die Bewertung der mittleren Zahl von Pflanzenarten der Roten Liste in den Lebensraumkategorien erfolgt in drei Wertstufen (Wert 1: < 4 Arten; Wert 2: 4-6 Arten; Wert 3: > 6 Arten). Der Abgrenzung der Stufen liegen ein Maximalwert (9 Arten, entspricht ~ AM2) sowie dessen gleiche Aufteilung auf die Stufen zugrunde.
- **Besonders geschütztes Biotop** (nach §26 SächsNatSchG): Der Schutzstatus wird in zwei Wertstufen bewertet (Wert 0: kein Schutz; Wert 1: geschützt).
- **Torfbildung / Torfverlust**: Torferhalt und Torfverlust sind entscheidend für Entwicklung bzw. Erhalt von Moorökosystemen (TIMMERMANN et al. 2008). Das Kriterium wird deshalb anders und zugleich stärker gewichtet (Wert +8: Torfbildung; Wert 0: Torferhalt bzw. unsichere Einstufung; Wert -8: Torfverlust).

Eine „Gesamtwertstufe“ für die Lebensraumkategorie ergibt sich aus der Summation der Einzelwerte. Maximal kann die Wertzahl 15, minimal „-8“ erreicht werden. Bei Torfverlust wird selbst bei maximaler Bewertung aller anderen Kriterien ein negativer Wert von „-1“ erreicht, der ausdrückt, dass dieser Zustand aus Sicht des Moorschutzes unerwünscht ist.

Auch wenn es sich – bei Außerachtlassen vieler weiterer Aspekte (Fauna etc.) – um einen ersten Entwurf bzw. Vorschlag einer naturschutzfachlichen Moorbewertung handelt, werden Abstufungen sichtbar (Tab. 5.3-1), die der aktuellen Wertschätzung von Moorlebensräumen in etwa entsprechen. Die höchsten Wertstufen erhalten alle nässebedingt waldfreien Lebensraumkategorien aufgrund ihrer Seltenheit, des gehäuften Vorkommens von gefährdeten Arten, ihres Status als §26-Biotop und einer mutmaßlich noch vorhandenen Torfbildung (Tab. 5.3-1, Spalte 1 und 7: AM1: „14“, ZM1: „13“). Ungünstig werden hingegen bewaldete, feuchte (= meist stark entwässerte) Lebensraumkategorien bewertet (AM3: „-3“, ZM3: „-6“). Sie überwiegen mit 63 % der Moorfläche im UR.

Tab. 5.3-1: Bewertungsvorschlag für den aktuellen Zustand von Lebensraumkategorien der Moore im UR aus Sicht des Moorschutzes

Aktueller Zustand der Lebensraumkategorie (mit PNV-AE, VT)	Flächenanteil AE (%) [*]	Bewertung				
		Präsenz Lebensraum	Status Pflanzenarten	Status Biotopschutz	Torfbildung / Torferhalt	Gesamtwertstufe
Spalte: 1	2	3	4	5	6	7
Armmoore						
AM1 - nass, waldfrei <i>keine KE (VTG 2)</i>	<0,1	3	2	1	8	14
AM2 - feucht, bewaldet <i>KE 12.3.1, 13.3.2, 12.4.1 (VT 3a-3c)</i>	2	3	3	1	0	7
AM3 - frisch, bewaldet <i>KE 12.4.2 (VT 3d-3f)</i>	11	3	1	1	-8	-3
Zwischenmoore						
ZM1 - nass, waldfrei <i>KE 0.2.1 (VTG 0, 1)</i>	5	3	1	1	8	13
ZM2 - feucht, bewaldet <i>KE 12.1 (VT 4a-4e, 5a-5c)</i>	2	3	1	1	0	5
ZM3 - frisch, bewaldet <i>KE 6.1.5 (VT 5d-5f)</i>	52	1	1	0	-8	-6
Reichmoore						
RM - feucht bis nass, bewaldet <i>KE 11.4 (VTG 6)</i>	28	2	1	1	0	4

AE – Auswerteeinheit * Datenbasis: Fläche der Auswerteeinheiten (ohne „sonstige Vegetationstypen“; siehe Tab.4.5.1).

Bei großer Verbreitung und geringer Ausstattung mit gefährdeten Pflanzenarten wirkt sich der entwässerungsbedingte Torfschwund in niedrigen Wertstufen aus. Allerdings sind in solchen Bereichen die größten Wiedervernässungspotenziale und damit Möglichkeiten für eine Ausweitung moortypischer Lebensgemeinschaften zu suchen, weshalb sie nicht als naturschutzfachlich unbedeutend eingestuft werden können. Die Konzentration der bisherigen Schutzbemühungen auf Armmoore ist in Anbetracht ihrer herausragenden Funktion sicher berechtigt. Der hohe Anteil der Zwischenmoore, ihre teilweise hohe Bewertung und ihre Funktion als Initialstadium der Moorbildung verdeutlicht, dass ihnen mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden muss, wie auch andere Autoren herausarbeiteten (vgl. RYBNIČEK 1989, WAGNER & WAGNER 2002, LAITINEN et al. 2007).

Im Weiteren muss beachtet werden, dass es naturschutzfachliche Zielkonflikte geben kann, die z. B. aus Aspekten des Artenschutzes resultieren (Förderung von Orchideen durch Grünlandpflege). Diese Aspekte sind kein Bestandteil der vorgenommenen Bewertung. Zudem müssen nicht in jedem Falle einer Trockenheit von Mooren anthropogene Ursachen zugrunde liegen. Es kommen auch natürliche klimatische bzw. hydrogenetische Ursachen in Betracht (Wachstumsgrenzen in Verlandungsmooren; meist außerhalb des UR), so dass bei einem breiteren Ansatz Modifikationen des vorgenommenen Bewertungsvorschlages zu erwarten sind.

Abschließend ist in Anbetracht des Moorzustandes im UR die Notwendigkeit umfangreicher Maßnahmen zur Moorrestaurierung festzustellen. Moorschutzprogramme sind nötig, wie sie in anderen Bundesländern schon frühzeitig und bis in jüngste Zeit angestrebt werden (vgl. LÜDERWALDT & SCHMATZLER 1979, SIUDA 2002, WAGNER & WAGNER 2003, BMU 2007). Ein zu erstellendes Moorinformationssystem kann hierfür eine solide Datenbasis schaffen und der in Anbetracht von 8.500 ha Moor und 4.500 km bis 6.000 km Gräben dringlichen Prioritätenfindung dienen.

5.4 Sukzessionserscheinungen in Mooren des Untersuchungsraumes im Kontext von Umweltwandel und ökosysteminternen Prozessen

Die Langzeituntersuchungen in Mothhäuser Haide und Kriegswiese (Kap. 4.4) verdeutlichen, dass auf die Moore des UR räumlich und zeitlich differenzierte Faktorenkomplexe einwirken. Als wesentlich stellten sich im Rahmen der Arbeit heraus:

- flächendeckende und starke SO₂-Immissionen bis Mitte der 1990er Jahre,
- flächendeckende oder lokale Nährstoffeinträge durch steigende NO_x-Immissionen ab den 1990er Jahren, durch Wild und Kalkungen,
- ökosysteminterne Nährstofffreisetzungen oder -bindungen,
- Dynamik der Waldbestände,
- flächendeckende Wirkung intakter Grabensysteme und Torfstiche, teilflächige Wirkungen von Wasserbarrieren,
- lokale Nah- und Fernwirkungen zuwachsender Grabensysteme und Torfstiche.

Jeder dieser Faktoren kann gleich- oder gegenläufige Prozesse bewirken bzw. initiieren und die beobachteten Regenerationserscheinungen (Kap. 4.3.5, 4.5.4) beeinflussen. Eine Ursache-Wirkung-Beziehung herzuleiten, ist mit Unsicherheiten verbunden. Inwieweit Prozesse, die durch zuwachsende Gräben und Torfstiche hervorgerufen werden und damit Zeichen eines autogenen Regenerationsprozesses sind, sich in den Probeflächen widerspiegeln, soll abschließend diskutiert werden.

SO₂-Immissionen

SO₂-Immissionen wirkten im UR ganzflächig, lang anhaltend und mit einer hohen Intensität ein (Kap. 2.4). Sie führten insbesondere zu einer großflächigen Zerstörung und Auflichtung der störungsempfindlichen, von *Picea abies* dominierten Altersklassenwälder. Darüber hinaus kam es zu einer starken und nachhaltigen Versauerung und Entbasung der Böden (DÄSSLER 1991, WIENHAUS et al. 1992, LEUBE 2000, SMUL 2004). Besonders stark waren die Belastungen in den Naturräumen Ost- und Mittelerzgebirge, die sich in geringer Entfernung zu den Hauptemittenten (Braunkohlekraftwerke) befinden.

Eindrücklich dokumentieren die Dauerflächen in der Mothhäuser Haide und Kriegswiese die starke immissionsbedingte Schädigung der **Baum- und Strauchschicht**. Die Entwicklung in beiden Mooren spiegelt Veränderungen im weiteren Umfeld wider. Während in der kammnahen und exponierten Kriegswiese ein teilflächiges Absterben der Bestände auftrat, handelte es sich in der geschützt liegenden Mothhäuser Haide überwiegend um eine Bestandauflichtung. *Picea abies* und *Pinus rotundata* wiesen Symptome auf, die dem Bild „klassischer Waldschäden“ entsprachen. An *Picea abies* waren sichtbar: Nadelverfärbungen und -verluste, insbesondere an den älteren Nadeljahrgängen, sowie Kronenauflichtung. Die geminderte Vitalität von *Picea abies* führte zudem zu einer erheblich gesteigerten Disposition gegenüber Borkenkäferbefall. Es folgte ein teils flächiges Absterben. *Pinus rotundata* reagierte insbesondere mit einer Reduzierung der Nadeljahrgänge (BOHNSACK 1991, SCHMIDT 1993, KRAUSE 1998). Eine gewisse Erholung der Bestände zeichnet sich mit der Deckungsgradzunahme der Strauchschicht bis 1991 und der seit 1991 einsetzenden Verjüngungsdynamik ab. Folgende Faktoren bewirken in Kombination mit Immissionsschäden Schadkomplexe und können zu einer weiterreichenden Beeinträchtigung der Bestockung führen:

- hygriisch bedingte Schaddisposition durch lokal steigende Moorwasserspiegel (siehe folgender Abschnitt „Grabenverlandung“),
- trophisch bedingte Disposition gegenüber abiotischen (extreme Fröste) und biotischen (Phytoparasiten) Schadfaktoren aufgrund natürlichen Nährstoffmangels in einem Arm-moor (siehe folgender Abschnitt „Bestandesdynamik“),
- altersbedingte Schaddisposition (siehe folgender Abschnitt „Bestandesdynamik“).

Unmittelbare Immissionsschäden in der **Krautschicht** der untersuchten Dauerflächen lassen sich nicht nachweisen. Veränderungen ergeben sich vor allem über den Bodenpfad. Auf terrestrischen Böden des Osterzgebirges sanken die Artenzahlen naturnaher Laubbaumbestände. Von einem Rückgang waren insbesondere basenbedürftigere Arten betroffen (OPFERMANN 1992). Versauerung und Entbasung wirkten je nach bodenchemischer Ausgangslage

differenziert auf die Bodentypen ein. Nährstoffreiche, gering bis nicht podsolierte Böden und deren Artenstruktur erfuhren markantere Veränderungen als podsolierte Böden. Die Situation in naturfernen Nadelbaumforsten auf ärmeren Böden stellt sich aufgrund der geringen trophischen Spanne anders dar. Hier breiteten sich *Deschampsia flexuosa* und *Calamagrostis villosa* aus, *C. arundinacea* ging zurück. HOLEWA (1990) begründet dies u. a. mit der erhöhten Aluminiumtoxizität versauerter Böden. Eine vergleichbare Entwicklung ist im ersten Untersuchungsabschnitt bis 1991 weder in Mothhäuser und Bärenlochhaide noch in deren mineralischen Randbereichen nachweisbar. Die Artenzahlen nehmen deutlich zu, die Entwicklung des Artenbestandes und der Zeigerwerte verläuft selbst innerhalb eines (scheinbar homogenen) Standortstyps räumlich differenziert. Ein direkter Bezug zur Bodenversauerung ist nicht zu erkennen. Insbesondere auf mächtigeren, stark sauren und nährstoffarmen Torfböden sind Aluminiumtoxizität, Versauerung und Basenverarmung wahrscheinlich wenig relevant. EDMOND & WENDEL (1998) nehmen auf Basis chemischer Wirkkomplexe allerdings an, dass SO₂-Immissionen zu einer verstärkten Torfzersetzung führen und sich damit ein weiterer Pfad ergibt, der allerdings bisher nicht näher erforscht wurde.

Parallel zur Schädigung der Bestockung nahm in der Mothhäuser Haide der Deckungsgrad der **Moosschicht** ab, wobei ehemals dominante Arten mehr oder minder stark betroffen waren (*Dicranum scoparium*, *Ptilidium ciliare*, *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum capillifolium*, *S. fallax*). Für etliche Moosarten wurde die SO₂-Empfindlichkeit experimentell nachgewiesen (*Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*; vgl. DÄSSLER & RANFT 1969, FERGUSON & LEE in JOOSTEN 1986). KRATOCHWIL & SCHWABE (2001) verweisen auf die SO₂-bedingte Degradation englischer Moore in den Emissionszentren der ersten Industrieperiode und den seitdem erloschenen Bestand an *Sphagnum*-Arten. Die besondere Belastungssituation des Ost- und Mittelerzgebirges zeigt sich auch im räumlichen Vergleich. Werden Vegetationsaufnahmen aus diesen Naturräumen denen des geringer belasteten Westerzgebirges gegenübergestellt, treten in standörtlich identischen Vegetationsausprägungen des Ost- und Mittelerzgebirges deutliche Stetigkeitsminderungen hervor (*Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum*, *Dicranum scoparium*, *Cetraria islandica*, *Bazzania trilobata*; siehe „Tabelle Stetigkeitsvergleiche“ in GOLDE 1999). Zeitvergleiche legen nahe, dass die Störung der Moosschicht schon deutlich früher und bei einem geringeren Immissionsniveau begann. *Sphagnum capillifolium* und *S. girgensohnii* waren in den 1920er Jahren weit verbreitet. Diese hygrophilen Arten kamen – im Gegensatz zu heute – auch auf unvernässten Standorten vor (Kap. 4.2). Sollte eine abnehmende Feuchte die Ursache sein, müssen geänderte Bestandesstrukturen oder ein geändertes Klima diskutiert werden. So kann die Auflichtung von Beständen zu einer verminderten Luftfeuchte führen (als Folge erhöhter Einstrahlung und verstärkten Luftmassenaustausches in bodennahen Schichten). Eine abnehmende Baumtranspiration würde diesen Effekt jedoch durch eine erhöhte Bodenfeuchte kompensieren. Eine starke Veränderung der klimatischen Wasserbilanz oder eine Abnahme der jährlichen Niederschläge war seit den 1950er Jahren ebenfalls nicht festzustellen (Kap. 2.3). Ein Indiz ergibt sich aus der Seltenheit von *Sphagnum magellanicum* bereits seit den 1920er Jahren (Kap. 4.2), die gleich in dreierlei Hinsicht eine Besonderheit darstellt:

- arealgeographisch: Die Art ist zirkumpolar sowie in Zentral- und Südamerika verbreitet (DANIELS & EDDY 1990). Großräumige klimatische Unterschiede scheinen bei ausreichenden standörtlichen Voraussetzungen nicht ausschlaggebend zu sein. Auch eine entwicklungsgeschichtliche Eigenständigkeit ist nicht abzuleiten. Eine „Arealschwäche“ im Erzgebirge, wie die Seltenheit vermuten lassen könnte, ist wenig wahrscheinlich.
- moorgenetisch: Großrestanalysen in der Mothhäuser Haide belegen, dass *Sphagnum magellanicum* noch im Mittelalter Haupttorfbildner war (THEUERKAUF 2006). Ähnliches stellten RUDOLPH & FIRBAS (1924) für das Moor „Reißzeche“ bei Boži Dar fest. Die Art ist demzufolge stark zurückgegangen, ihre Seltenheit ist ein Phänomen der Gegenwart.
- ökologisch: In angrenzenden Regionen weisen vergleichbare Vegetationsausprägungen mit *Andromeda polifolia* (ähnlich VT 3a, 3b) und damit vergleichbare Standorte ein stetiges bis höchstes Auftreten von *Sphagnum magellanicum* auf (Bergkiefern-Filze – KAULE 1973, Pino rotundatae-Sphagnetum – NEUHÄUSL 1975, Pino mugo-Sphagnetum – SEIBERT 1992a). Trockeneren Moorstandorten (ähnlich VT 3d-3f) fehlt die Art hingegen.

Denkbar ist, dass *Sphagnum magellanicum* durch die Anlage der Entwässerungssysteme vor 190 Jahren den Lebensraum nahezu verloren hat und sich dann auf Grund des geringen Ausbreitungspotenzials (aktuell zwei Fundpunkte $< 1 \text{ m}^2$ in der Mothhäuser Haide!) trotz Wiedervernässung noch nicht wieder relevant ausgebreitet hat, obwohl heute geeignete Standorte flächig vorhanden wären. SCHMATZLER & TÜXEN (1980) stellten eine relativ geringe Ausbreitungsfähigkeit der Art in wiedervernässenden Armmooren fest. Eine nutzungsgeschichtliche Ursache ist allerdings für die meisten von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) dokumentierten Bestände auszuschließen, lagen doch die Untersuchungsschwerpunkte in den gering bis nicht entwässerten tschechischen Mooren. Wenn weder klimatische noch arealgeographische, populationsgeschichtliche oder standörtliche Ursachen für die Seltenheit in Betracht kommen und eine räumliche Differenzierung des aktuellen Artvorkommens je nach Immissionsstärke auftritt, könnte die Seltenheit von *Sphagnum magellanicum* ein Hinweis auf das frühzeitige Einwirken von Immissionen bereits in den 1920er Jahren sein. Plausibel wäre dies, traten „Rauchschäden“ im Erzgebirge doch besonders frühzeitig – seit dem Ende des 19. Jh. – auf. Es ist wahrscheinlich, dass die Art bereits damals in allen, insbesondere aber in den mittleren und östlichen Naturräumen des Erzgebirges geschädigt wurde. Ein Beweis dieser Hypothese steht aus, verwertbare Datenquellen fehlen.

Nährstoffeinträge

Flächige Stickstoffeinträge finden seit den 1990er Jahren in verstärktem Maß statt. Mit 15 bis 45 kg/ha*a liegt dieser Wert deutlich über dem natürlichen Eintrag, der auf 4,5 bis 7,8 kg/ha*a geschätzt wird (LÖSCHERT 1969). Die kritischen Eintragswerte von 7 bis 12 kg/ha*a werden vielfach überschritten (DIERSSEN & DIERSSEN 2001), so auch im Erzgebirge mit 15 bis 45 kg/ha*a im Jahr 2004 (Kap. 2.4). Im niederschlagsreicheren Harz (Ilsemoor bei 850 m ü.NN, Niederschlag 1990-2000: 1.889 mm/a) betrug der N-Eintrag im Jahr 2002 31 kg/ha*a im Freiland und 53 kg/ha*a im Waldbestand, 2003 29 kg/ha*a im Freiland und im Waldbestand 63 kg/ha*a. Auffällig sind die erhöhten Werte im Wald – ein Resultat der Nebelauskämmung, die in dieser Form auch in den überwiegend bewaldeten erzgebirgischen

Mooren wirksam sein dürfte. Die N-Konzentration im Nebel erwies sich als deutlich höher als im Regen. Ein Großteil des Stickstoffs wird in Torf und Biomasse akkumuliert (BÖHLMANN 2004). Der Effekt einer erhöhten Deposition dürfte auch für die bewaldeten Moore des Erzgebirges zutreffen, allerdings in abgeschwächter Form, da die Zahl der Nebeltage erheblich geringer ist (nach VICTOR 1984 in Kühnhaide: 100 Tage) als auf den PF des Harzes (306 Tage!).

Mit steigenden N-Einträgen ist eine Förderung nitrophytischer Arten (z. B. *Sphagnum fallax*) gegenüber oligotraphenten Arten (z. B. *Sphagnum magellanicum*) verbunden. Zudem kann sich die Torfbildungsrate verringern, wenn leichter abbaubare Torfmoose wie *Sphagnum fallax* dominieren und zugleich schwerer abbaubare Torfmoose wie *Sphagnum magellanicum* aufgrund erhöhter Nährstoffverfügbarkeit verstärkt abgebaut werden (LÜTKE TWENHÖVEN in DIERSSEN & DIERSSEN 2001), wobei angemerkt werden muss, dass *Sphagnum fallax* bereits in den 1930er Jahren eine typische Art der erzgebirgischen Moorwälder (Kap. 4.2) war.

In der Mothhäuser Haide erfolgte bis 1991 bei geringfügiger Abnahme der Stickstoffzahl eine räumlich differenzierte Entwicklung mit Stagnationen, Ab- und Zunahmen der Stickstoffzahl. *Sphagnum magellanicum* war bereits weitgehend verschwunden, *Sphagnum fallax* nahm aufgrund der SO₂-Immissionen ab, so dass dieses Moor völlig andere Rahmenbedingungen aufwies als die zuvor beschriebenen Moore im Harz. Wenn auch etliche der neu auftretenden oder sich ausbreitenden Arten (*Carex canescens*, *Deschampsia flexuosa*) eine Stickstoffanreicherung indizieren können, spricht die räumliche Differenzierung der Sukzession für eine starke Steuerung durch ökosysteminterne Prozesse. Als Auslöser kommen räumlich differenzierte Änderungen der Grundwasserstände oder Absterbeerscheinungen der Waldbestände in Frage. Letztere bewirken ein verändertes Lichtangebot und Nährstofffreisetzungen aus abgestorbener Biomasse und Torf. Auch nach 1991 setzt sich diese räumlich differenzierte Entwicklung fort (Kap. 4.4.2.3). Dass in diesem Zeitraum bis 2004 keine einzige Dauerfläche eine Abnahme der Stickstoffzahl aufweist, sondern nur Stagnationen und Zunahmen, kann unabhängig von der räumlich differenzierten Entwicklung als gerichteter Trend interpretiert werden, der gleichlaufend mit den zunehmenden Immissionen sein könnte.

Basische Flugstaubdepositionen aus Großkraftwerken sind ein weiterer möglicher Pfad für flächendeckende Nährstoffeinträge. Starke Depositionen sind aus dem Umfeld der mitteldeutschen und Oberlausitzer Braunkohlereviere bekannt geworden. Sie führten z. B. in der Dübener Heide zur Aufbasung der Böden und zu starken Veränderungen der Vegetation (NEBE et al. 2000). Die Nähe zum böhmischen Braunkohlerevier lässt dies auch für die untersuchten Moore prinzipiell als möglich erscheinen. Dass entsprechende Veränderungen der Vegetation bisher nicht dokumentiert wurden, spricht für eine geringe Relevanz. Eine Pufferung durch die starken Säureinträge ist anzunehmen. Eine pH-Wert-Zunahme spiegelt sich jedenfalls in der schwach sinkenden Reaktionszahl nicht wider.

Dass basische Stoffeinträge deutliche Spuren in der Artenstruktur hinterlassen können, belegen die Auswirkungen von **Kompensationskalkungen**. Während NPK-Düngungen im Osten der Mothhäuser Haide und in der Krünigshaide – möglicherweise auf Grund geringer Mengen und eines langen Abklingzeitraumes von fast 30 Jahren (Archivunterlagen des SBS

Marienberg) – keine diagnostizierbaren Spuren hinterlassen haben, führen Kalkeinträge seit Beginn der 1990er Jahre zu starken und charakteristischen Veränderungen der Bodenvegetation (Kap. 4.1.4.2). Markanter Weise treten diese Veränderungen im Gegensatz zu den Folgen der flächig wirkenden Immissionen lokal und meist scharf abgegrenzt auf. Typisch ist die Dominanz hochstaudenreicher Aspekte mit *Senecio ovatus* und *Prenanthes purpurea*, wie sie in der Mothhäuser Haide in Dauerfläche M48 dokumentiert werden konnten. Lebensraumuntypische Arten (*Taraxacum officinale*, *Urtica dioica*, *Cirsium palustre*) treten selbst in Armmoores (Lehmhaide, Obere Bärenlochhaide, Erlhaide, Hohe Haide, Bauernhaide) und deren vernässtem Umfeld auf (Hühnerhaide, Krünigshaide, alle Moore bei Deutscheinsiedel). Unter den Moosen fallen u. a. *Tortella tortuosa*, *Fissidens taxifolius* als lebensraumuntypisch auf (siehe Kap. 4.1.1). Viele der genannten Arten gelten als stickstoffbedürftig, stenök bzw. basiphytisch bis hin zu kalziphil (vgl. AHRENS 1995, JÄPPELT 2004, DENNER 2006). Zu den auffälligen Besonderheiten gehört die Ansiedlung der genannten Moosarten (Erlhaide, Bauernhaide). Erstgenannte Art kommt im Naturraum Erzgebirge mit seinen basenarmen Grundgesteinen nur zerstreut vor, z. B. auf Basalt oder Kalk. Letztgenannte Art ist verbreiteter, aber ebenfalls an nährstoffreiches Substrat gebunden (vgl. MÜLLER 2004). Bei Kalkung steigt die Artenzahl sprunghaft an (Kap. 4.1.4.2). Der von AHRENS (1995) beobachtete Rückgang azidophiler (z. B. *Bazzania trilobata*), u. a. aber auch moortypischer Arten (*Sphagnum fallax*, *S. capillifolium*), konnte mangels geeigneter Zeitreihen nicht nachgewiesen werden.

Während der Anstieg der Reaktionszahl mit 1,0 Einheiten in der gekalkten Fläche M 48 überdurchschnittlich, aber moderat war, stieg die Stickstoffzahl der veränderten Artenzusammensetzung entsprechend um 2,0 Einheiten. Deutlich wird damit die verstärkte Humus- bzw. Torfmineralisation, die zu einer starken Stickstofffreisetzung führt.

In Anbetracht einschneidender Veränderungen des Ökosystems (Näheres z. B. in AHRENS 1995, KRAUSE 1998, DENNER 2006) dürften die Folgen für Torfstandorte erheblich sein. Bereits nachgewiesen (*) bzw. anzunehmen sind:

- Verlust moortypischer und torfbildender Arten (*Sphagnum*-Arten)*,
- Wegfall von Limitierungen spezieller für das Pflanzenwachstum bedeutsamer bodenchemischer Faktoren; Eutrophierung insbesondere nährstoffarmer Moorstandorte,
- irreversible Strukturveränderung des Torfkörpers, z. B. stärkere Humifizierung, Torfschwund, veränderte hydraulische Leitfähigkeit und
- nachhaltige Veränderung der Grundeigenschaften von Moorökosystemen (z. B. Verlust der Fähigkeit zur Selbstregulation und Regeneration).

Wild verursacht ähnlich wie Kalkungen lokale Nährstoffanreicherungen. Markant ist die Entwicklung im Moormächtigkeitszentrum der Mothhäuser Haide. Während die Fläche auf einem Bild aus dem Jahr 1959 noch ungestört wirkt und durch viele *Eriophorum*-Horste geprägt war, wurden 1991 größere Schlenken als Suhlen genutzt. Die Ansiedlung und fortgesetzte Ausbreitung minerotropher Arten wie *Carex nigra* und *C. canescens* bis 2004 ist prägnant und in Zusammenhang mit anderen Beeinträchtigungen (gefegte Exemplare von *Pinus rotundata* grex *arborea*, beschädigte Dauerflächenvermarkung, größere Kotansammlungen) wie bei kaum einem anderen Faktor eindeutig. Das Moor dient als störungsarmes

Einstandsgebiet. Der lichtere Westteil wird dabei offensichtlich stärker frequentiert als der dichte und schwer passierbare Ostteil. In Ersterem konnte 2008 ein dichtes Netz von Wildwechsellern beobachtet werden. Kennzeichnend sind hier Vegetationsarmut, Trittsiegel, Kotansammlungen und eine deutliche Häufung der minerotraphenten *Carex canescens*. Die Dichte (ca. 10 m bis 20 m Abstand) des Netzes kommt einem flächigen Nährstoffeintrag nahe. Während das Moor kaum Äsung bietet und damit eher geringen Nährstoffentzügen unterliegt, dürfte es als Einstandsgebiet eine relevante Nährstoffanreicherung erfahren. Ähnliche Beobachtungen lassen sich in den nahe gelegenen böhmischen Mooren machen (flächendeckendes Auftreten von *Carex canescens* in der ombrotrophen Polackenhaide und in Randbereichen der Seehaide).

Neben den beschriebenen atmogenen, biogenen und anthropogenen Pfaden können auch **Einträge über den Bodenpfad** erfolgen. Bereits im Naturzustand ist dies vorgezeichnet: Moortypen, die eine starke minerotrophe Hangwasserspeisung aus ober- oder unterirdischen Einzugsgebieten erhalten und von einer deutlichen lateralen Wasserbewegung gekennzeichnet sind (Hangmoore, Quellmoore), werden in hohem Maß durch die geologisch vorgegebenen Rahmenbedingungen geprägt. Selbst Hang-Regenmoore können über ihre natürlichen Zu- und Abflusssysteme (Rüllen, Laggs) eine relevante Ankoppelung an Einzugsgebiete aufweisen (KÄSTNER & FLÖßNER 1933, WENDEL 1992, EDOM 2001a). Dieser hydrogenetisch bedingte Nährstoffeintrag zeichnet sich in vielen Hangmooren des UR durch minerotraphente Vegetation (Kap. 4.3.3, VT 5d, 5e) selbst bei größeren Torfmächtigkeiten ab (z. B. Badwegmoor). Diese Feststellung ist von größter Bedeutung, da hiermit auch anthropogen eingetragene Substanzen umverlagert werden können. Für N-Einträge im Harz wurden erhebliche laterale Verlagerungen und folglich Einträge aus Einzugsgebieten in ein Hangmoor nachgewiesen (BÖHLMANN et al. 2005). Kalkungen können sich auf Fließgewässer auswirken (ARMBRUSTER et al. 2004, PŘIKRYL et al. 2004) und über den Pfad fließenden Wassers (z. B. Oberflächenwasserabfluss bei Starkregen) auch auf Moore.

Ökosysteminterne Nährstofffreisetzungen, -bindungen und -verlagerungen

Ökosysteminterne Nährstofffreisetzungen lassen sich anhand der Dauerbeobachtungen bislang nicht belegen, müssen bei der Interpretation abgelaufener und zukünftiger Sukzessionen jedoch unbedingt in Erwägung gezogen werden. Die Revitalisierung von Niedermoores führt im Zuge des **Grundwasseranstieges** i. d. R. zu verstärkten Stoffausträgen (ROSENTHAL 2000). Die Ausgangslage in den Armmoores dürfte aus standörtlicher Sicht eine andere sein, besteht doch keine hohe Verfügbarkeit von N und P, die aus der Akkumulation einerseits und der Mineralisation andererseits resultiert. GRUNEWALD et al. (2004) und EDOM et al. (2008) rechnen jedoch mit (zeitweilig) verstärkten DOC-Austrägen. Eigene Sukzessionsuntersuchungen und Detailuntersuchungen zum aktuellen Zustand in der Mothhäuser Haide (Kap. 4.4.2, 4.3.5) belegten eine auffällige Zunahme von *Carex canescens* im Bereich der Wasserscheide bis 1991 und eine starke Verbreitung im Grabensystem hier und im Umfeld der Wasserscheide. Die aktuelle Bindung von *Carex canescens* an solche Regenerationsbereiche zeigt sich am deutlichsten in den entwaldeten Flächen der Rüllen und Laggs. Wasserscheide, Rüllen und Laggs erweisen sich im Gebiet als besonders aktive Regenerationsberei-

che, in denen Grabenverlandung und damit Grundwasseranstiege rasch ablaufen. Insgesamt kann von einer erhöhten Nährstoffverfügbarkeit ausgegangen werden, die dem Armmoor lokal einen mesotrophen Status verleiht, aber nicht annähernd so stark ist wie in Niedermooren. Eine Trennbarkeit von durch Wild, Kalkung und N-Disposition verursachten Nährstoffanreicherungen ist in Anbetracht der verschiedenen Verbreitungsmuster möglich.

Die starken Waldschäden der zurückliegenden Jahrzehnte führten flächenhaft zu einem **Verlust an Assimilationsorganen bis hin zum Absterben ganzer Bäume**. In einem nährstoffarmen Ökosystem dürften die daraus resultierenden Nährstofffreisetzungen vergleichsweise erheblich sein. Eine Indikation über Zeit- bzw. Raumvergleiche ist auf Basis der vorhandenen Daten allenfalls spekulativ. So könnte neben dem zuvor beschriebenen Grundwasseranstieg und den Einträgen durch das Wild der höhere Fichtenanteil und das stärkere Absterben von Bäumen im Westteil der Mothhäuser Haide zu einer erhöhten Nährstoffverfügbarkeit beigetragen haben.

Letztlich ist eine laterale **Verlagerung** von Nährstoffen durch den Strom des Wassers im Moorkörper oder in Grabensystemen anzunehmen. Eine solche Umverlagerung wurde vielfach beschrieben (KÄSTNER & FLÖBNER 1933, DIERSSEN & DIERSSEN 2001, EDOM 2001a). Deutlich wird sie in der Mothhäuser Haide vor allem nördlich der Görkauer Straße, wo ein Graben nährstoffreiches Wasser (kenntlich an u. a. *Carex canescens*) in das oligotrophe Moorinnere führt und dort die Dauerfläche DBF 49 beeinflusst (Anhang 4.3-10, Foto 5).

Bestandesdynamik

Während die Dauerbeobachtungen (Kap. 4.4) eine langfristige Beeinträchtigung der Baumschicht (insbesondere von *Picea abies*), gefolgt von einer Stabilisierung nach Wegfall der Immissionen belegen, lässt sich anhand der aktuellen Bestandesstruktur eine etwa vor ein bis zwei Jahrzehnten beginnende Ausbreitung von *Pinus rotundata* belegen (Kap. 4.3.5). Mit der Schädigung der Baumschicht ist offensichtlich eine Begünstigung des Verjüngungsgeschehens eingetreten. *Pinus rotundata* breitet sich in Bereichen aus, die bislang als physiologisch ungünstig betrachtet wurden (GOLDE 2006). Die Art hatte offensichtlich, trotz eingeschränkter Vitalität, ein noch ausreichendes Reproduktionspotenzial und reagierte als Pionierbaumart, die sich in den gestörten Waldbeständen ausbreitet. Diese Spätfolge der Immissionen wird sich ebenso wie die Spätfolge der Entwässerung über mindestens eine weitere Baumgeneration (bis zu 170 Jahre) im Bestandesbild widerspiegeln (vgl. auch CLAUSNITZER & SUCCOW 2001)! Weiterhin lässt sich eine partielle Wiederbesiedlung der sich regenerierenden Offenbereiche in der Mothhäuser Haide feststellen, die sicher vor zehn Jahren eingesetzt hat, jetzt aber durch zunehmenden Bestandsschluss auffällig wird. Dies kann als Beleg für die von SCHNEEBELI (1989) und EDOM & WENDEL (1998) vermutete, zwischenzeitliche Wiederbewaldung nach nässebedingtem Absterben des Altbestandes gewertet werden. Zumindest bei einer mäßig schnellen Regeneration ist die Etablierung adaptierter Bäume und die Ausbildung von ein bis mehreren Besiedlungsphasen durch Bäume möglich, zumal *Pinus rotundata* nässeunempfindlicher ist als *Picea abies*.

Folgende Faktoren könnten das Schadgeschehen vor allem bei *Picea abies* beeinflusst haben:

- trophisch bedingte Disposition gegenüber abiotischen (extreme Fröste) und biotischen (Phytoparasiten) Schadfaktoren aufgrund natürlichen Nährstoffmangels in einem Arm-moor,
- altersbedingte Schaddisposition der in der Mothhäuser Haide vermutlich 130 Jahre (letzte Grabenräumung 1875!), wahrscheinlich aber bis zu 170 Jahre (erste Entwässerung 1824) alten Bestände,
- hygrisch bedingte Schaddisposition durch lokal steigende Moorwasserspiegel,
- genetisch bedingte Schaddisposition durch Anbau ungeeigneter Herkünfte aus den Tief-lagen.

Die Wirkung des Nährstoffmangels manifestiert sich im Gebiet nach eigenen Beobachtungen seit 20 Jahren regelmäßig in frühjährlichen Nadelverlusten. *Picea abies* ist im Vergleich zu terrestrischen Standorten auf Moor stärker frostempfindlich – eine Folge von Kaliummangel. Dass Nährstoffmangel auf Moor ein Problem für forstliche Kulturen ist, ist aus verschiedenen Regionen bekannt und war an anderen Orten Anlass zu Düngungen im Zuge von Moorwald-nutzung (RYDIN & JEGLUM 2006).

Das im Vergleich zum Wirtschaftswald recht hohe Alter des Baumbestandes muss bei weitem nicht dem Höchstalter der jeweiligen Baumart entsprechen. Prinzipiell ist also davon auszu-gehen, dass die hohe Mortalität von *Picea abies* Ausdruck eines Schadkomplexes ist, in denen die Schadfaktoren je nach Konstellation (z. B. Standort) verschieden stark beteiligt sind. Eine erhöhte Schaddisposition kombiniert mit Parasitenbefall (z. B. Borkenkäfer) führt letztlich zum Absterben. Im Falle der Mothhäuser Haide indizieren zunehmende Feuchtezahlen einen zumindest lokal steigenden Moorwasserspiegel, der folglich Teil des Schadkomplexes ist.

Inwieweit ungeeignete Herkünfte für eine erhöhte Schaddisposition von *Picea abies* in der Mothhäuser Haide verantwortlich sein könnten, ist bislang nicht bekannt. Aus den plenter-artigen Strukturen könnte sich auf eine langfristig naturnahe Bewirtschaftung unter Nutzung von Naturverjüngung schließen lassen, dies muss aber auf den Zeitraum kurz nach der Moor-entwässerung nicht zutreffen, da eine künstliche Einbringung in die ehemals waldfreien oder von *Pinus rotundata* (Kap. 4.3.1) eingenommenen Moorbereiche notwendig war (PÜSCHEL 1908). In der Kriegswiese ist die Einbringung von nichtautochthonen Herkünften wahrschein-lich, wie das scharf abgegrenzte Absterben gepflanzter Fichtenjungbestände im Gegensatz zu den benachbarten strukturierten Fichtenbeständen nahe legt.

Wirkung von intakten Grabensystemen, von Torfstichen und Wasserbarrieren

Die technische Anlage von Meliorationssystemen und die unmittelbaren Auswirkungen auf Nutzbarkeit von Moorstandorten, Wasserhaushalt, Böden und Vegetation sind seit langem Bestandteil der Moorforschung (exemplarisch seien genannt: PÜSCHEL 1908, SCHREIBER 1927, DITTRICH 1937, SUCCOW 1988, EGGELSMANN 1990). SCHREIBER konstatierte bereits 1913, dass Gräben eine Wirkweite von kaum 20 m haben. Auch die Wirkweite von Torfstich-kanten ist nach einigen Jahren begrenzt. Hydrologisch erklärt sich dies aus der starken Ab-nahme der hydraulischen Leitfähigkeit des Torfes, die in der oxidativen Zone zur Ausbildung eines „sekundären Randgehänges“ und letztendlich zu Abflussverzögerung führt (TÜXEN

1976, AUE 1991). Hydrologische Modelle beschreiben den zugrunde liegenden, selbstregulativen Prozess mathematisch und verdeutlichen, warum die Wirkung von Entwässerungen räumlich und zeitlich begrenzt ist (SCHNEEBELI 1989, ZINKE & EDOM 2006).

Unabhängig von den Auswirkungen des Prozesses der hydraulischen Abdichtung bleibt die Wirkung der Moorfragmentierung auf Grund der Vielzahl an intakten Gräben aber bestehen, d. h. die ursprüngliche hydraulische Durchgängigkeit, die offensichtlich besonders auf große Moore stabilisierend wirkt, fehlt weiterhin. Das Moor wird quasi in Kleinstmoore unterteilt, die gegenüber ihrer terrestrischen Umgebung autark sind. Die Entwässerungswirkung eines einzigen Grabens mag bergwärts tatsächlich nur wenige Meter betragen, talwärts wirkt er sich durch die Abtrennung organischer oder mineralischer EZG über hunderte Meter aus. Belegt wurde dies z. B. anhand von „unberührten“ Moorversuchsflächen in Bayern, die zur Quantifizierung des Wasserhaushalts mit einem Doppelringgraben umgeben wurden. Die Folge dieses scheinbar geringen Eingriffes war eine randlich einsetzende aber fortschreitende Bewaldung (SCHUCH 1972, SCHMEIDL 1973, 1976, 1977, FRANKL in DIERSSEN & DIERSSEN 2001).

Ähnlich problematisch sind die von Gräben, Torfstichen und Wasserbarrieren verursachten Oberflächensackungen (Kap. 4.3.5) und irreversiblen Umlenkungen des Wasserstromes, wie z. B. Untersuchungen von EDOM & KEßLER (2006) belegen. Diese Wirkungen sind selbst in sich flächig regenerierenden Mooren wie der Mothhäuser Haide festzustellen. Eine hydraulische Durchgängigkeit, wie in Kap. 4.4 postuliert, ist nur durch hoch auflösende Vermessungen und Anwendung von Tracerverfahren nachweisbar.

Die stärksten Veränderungen von Wasserhaushalt und Wasserregime im Zuge der Entwässerungen – insbesondere durch Oberflächensackungen und sinkende hydraulische Leitfähigkeit ausgelöst – finden in den ersten Jahren und Jahrzehnten statt (vgl. SCHNEEBELI 1990, EDOM 2001a). Diese Phase schneller Veränderung ist in den mittlerweile seit über 180 Jahren entwässerten Mooren des UR sicher abgeschlossen. EDOM et al. (2008) verweisen allerdings darauf, dass durch Baumbewuchs entwässernd wirkende Makroporen entstehen. Damit ist es prinzipiell möglich, dass in den Dauerflächen der Mothhäuser Haide entwässerungsbedingte Degenerationsprozesse wirksam sind und indiziert werden.

In der Praxis dürfte sich die Indikation einer Entwässerungswirkung (ebenso wie die einer Wiedervernässung) bei geringfügigen Veränderungen als schwierig erweisen. So stellte EDOM (1991) in der Mothhäuser Haide nahe des Moormächtigkeitszentrums im Umfeld von einzelnen Bäumen Grundwasserabsenktrichter fest. Dies bedeutet, dass Baumbestände die Lage des Grundwasserspiegels durch Transpiration einerseits absenken, andererseits kleinräumig strukturieren. Jede Veränderung der Bestände (z. B. Absterben einzelner oder mehrerer Bäume durch Immissionen, Alterungsprozesse etc.) führt folglich zu Veränderungen des Grundwasserspiegels. Werden Bestände großflächig aufgelichtet (Immissionsschäden der letzten Jahrzehnte) erfolgt ein flächiger Grundwasseranstieg (soweit dies nicht durch eine verringerte Nebelauskämmung kompensiert wird; vgl. RYDIN & JEGLUM 2006, EDOM et al. 2007a). Sterben einzelne Bäume ab bzw. etablieren sich solche neu, ändert sich der Grundwasserspiegel kleinräumig. In der Skalenebene von Dauerflächen (20 m x 20 m) und erst recht Dauerquadraten (1 m x 1 m) könnte eine kleinflächig veränderte Bestandestranspiration durch Absterben von

Bäumen eine stärkere Auswirkung haben als die entwässerungsbedingt großflächig veränderte Lage des Grundwasserspiegels. Indizierte Feuchteabnahmen (Kap. 4.4.2) dürfen unter den besonderen Verhältnissen bewaldeter Probeflächen folglich erst als entwässerungsbedingt interpretiert werden, wenn mehrere Probeflächen betroffen sind, die sich in einer ähnlichen hydromorphologischen Konstellation befinden (z. B. Moorrandbereich, tiefe Gräben, ein Stromsektor), was im Probeflächensystem der Mothhäuser Haide allerdings nicht und in der Kriegswiese nur im Bereich der sehr kleinen DQ gegeben ist. Soweit eine Entwässerungswirkung flächig zunimmt und durch eine flächig sinkende Transpiration als Folge von Waldschäden kompensiert wird, bleibt der Grundwasserspiegel unverändert. Die Trennung derartiger Überlagerungen mittels Bioindikation – soweit dies überhaupt möglich ist – stellt an das Probeflächendesign hohe, noch zu definierende und in diesem Fall sicher nicht erfüllte Anforderungen. Die Anlage von Messsystemen und deren langfristiger Betrieb sind zwingend nötig.

Wirkungen von verlandenden Grabensystemen und vernässenden Wasserbarrieren

Die Wirkung verlandender Gräben auf das Wasserregime ist eindeutig – es kommt zur Wiedervernässung, wobei sich die Vernässung je nach hydromorphologischer Struktur des jeweiligen Moorbereiches verschieden auswirken kann. Weniger eindeutig ist die Interpretation eines indizierten Anstieges der Feuchte. Wie im vorhergehenden Abschnitt zur Entwässerungswirkung beschrieben, können gegenläufige und gleichgerichtete Prozesse auftreten, die von verschiedenen Strukturen ausgelöst werden (Bäume, Gräben). Auch hier dürfen Feuchtezunahmen nur dann auf Grabenverlandung zurückgeführt werden, wenn mehrere Probeflächen ähnlicher hydromorphologischer Konstellation betroffen sind. Eine solche räumliche Konzentration von Probeflächen mit Feuchteanstieg ist in Mothhäuser Haide und Kriegswiese vorhanden, sie betrifft in ersterer das Moorinnere, in letzterer das Lagg.

Als Ursache für zunehmende Feuchte kommen in Betracht:

- Förderung der licht- und zugleich nässebebedürftigen Arten durch die flächige Auflichtung der Baumschicht,
- flächige Verminderung der Transpiration durch starke Verluste lebender Bäume und nachfolgender Grundwasseranstieg,
- erhöhte klimatische Wasserbilanz und nachfolgender Grundwasseranstieg,
- fortschreitende Grabenverlandung und nachfolgender Grundwasseranstieg.

Die Ausbreitung lichtbedürftiger Nässezeiger (AG 1.1-1.4) kann durch einen höheren Lichtgenuss in jedem Falle gefördert werden, zumal wenn es sich um leicht ausbreitungsfähige Arten wie *Eriophorum vaginatum* (L: 7, F: 9, N: 1), *Vaccinium oxycoccos* (L: 7, F: 9, N: 1) oder *Carex canescens* (L: 7, F: 9, N: 2) handelt (vgl. Kap. 4.5.4). Dies würde die in aufgelichteten Beständen liegenden PF der Mothhäuser Haide betreffen, nicht jedoch die in frühzeitig abgestorbenen Beständen liegenden PF der Kriegswiese.

Ein durch Waldschäden verursachter flächiger Grundwasseranstieg ist ebenso denkbar, setzt aber voraus, dass die Transpiration der Bäume im Ausgangszustand relevante Auswirkungen auf den großräumigen Grundwasserstand hatte, was für die untersuchten Moore zwar nicht

bewiesen ist, aber anhand von Bestandesauflichtungen und Kahlschlägen auf Moorflächen anderer Regionen belegt wurde (PAAVILAINEN & PÄIVÄNEN 1995, unter anderen klimatischen Bedingungen!).

Eine Analyse des Klimatrends zwischen 1951 und 1998 (JANETZKY 1999) erbrachte für den gesamten Zeitraum eine Temperaturzunahme um $< 0,5^{\circ}\text{C}$, verbunden mit wärmeren Sommern, und eine Steigerung der Niederschlagssummen, je nach Bezugsstation um 23 mm bis 141 mm (siehe Kap. 2.3). Bezüglich des Niederschlages wäre tatsächlich eine um 2 % bis 14 % verbesserte Wasserversorgung möglich (bezogen auf 972 mm/a). Inwieweit dies allerdings durch eine temperaturbedingt erhöhte Verdunstung kompensiert wird, welche konkreten Folgen für den Moorwasserstand und die Vegetation (Wirksamkeit in Vegetationsperiode) damit verbunden sind, kann nur durch eine hydrologische Bilanzierung geklärt werden.

Eine weitgehende Grabenverlandung auf insgesamt 39 ha (Mothhäuser Haide) bzw. eine flurgleiche Verlandung von Torfstichen (Kriegswiese) kann für den Moorwasserstand nicht bedeutungslos sein. Dass eine Grabenverlandung existiert, wurde im Falle der Mothhäuser Haide bereits von GLÄSER (1959) beschrieben (S. 17: „durch verschiedene Pflanzengesellschaften teilweise wieder verschlossen“). Ebenso wurden die südlichen Torfstiche der Kriegswiese von KÄSTNER & FLÖBNER (1933) als völlig verlandet beschrieben. Der Prozess des Zuwachsens von Gräben und Torfstichen verläuft sehr langsam (Kap. 4.5.4), weshalb eine ursachenbezogene Indikation wiederum schwierig ist. Unter der Annahme, dass steigende Feuchtezahlen durch derartige Prozesse hervorgerufen werden, würde die räumlich differenzierte Entwicklung der Feuchtezahl darauf hinweisen, dass der Grundwasserspiegel ebenfalls räumlich differenziert ansteigt und die Wiedervernässung des Moores ein kleinräumig differenzierter Prozess ist (der durch weitere Prozesse wie Bestandesdynamik überlagert wird).

Welche Prozesse der Grabenverlandung für eine kleinräumige Entwicklung verantwortlich sein könnten, wird im folgenden Kapitel diskutiert. Hier bleibt festzuhalten, dass eine Indikation zunehmender Feuchte infolge von Regenerationsprozessen plausibel und aufgrund der festgestellten Regenerationsmerkmale gesichert erscheint, aber in Anbetracht des auf die PF einwirkenden gesamten Faktorenkomplexes über Langzeitbeobachtungen bislang nicht zwingend zu beweisen ist.

5.5 Autogene Moorregeneration

Analysen und Bewertungen zeigen, dass die Moore des UR durch den Menschen einerseits hochgradig verändert wurden (Kap. 4.5.3, 5.3), andererseits unter besonderen Bedingungen ohne Zutun des Menschen wiedervernässen können (Kap. 4.5.4, 5.4). Um die Bedeutung spontaner Wiedervernässungsprozesse zu erschließen, werden folgende Fragen diskutiert:

- Was ist unter einer autogenen Regeneration zu verstehen? Wie kann sie nachgewiesen werden?
- Bis zu welchem Grad der Beeinträchtigung eines Moores tritt eine autogene Regeneration auf? Können sich stark degenerierte Moore überhaupt regenerieren? Wenn ja, in welchem Maße?

- Welche Rahmenbedingungen, Faktoren und Prozesse prägen eine Moorregeneration und welche Zeiträume umfasst sie? Welche Rolle spielen Grundmuster und Spezifik des einzelnen Moores im Regenerationsverlauf?
- Welche Potenziale und Grenzen weist eine autogene Regeneration auf?
- Welche Bedeutung haben autogene Regenerationsprozesse für Moorschutz und -nutzung?

Vorliegende Arbeit konzentriert sich auf die speziellen Fälle der graben- und torfstichinduzierten Regeneration in überwiegend mesotroph-sauren Hangmooren und oligotroph-sauren Hang-Regenmooren des Berglandes. Schwerpunkt soll die Bedeutung der bislang selten diskutierten standörtlichen Voraussetzungen sein. Um diese Synthese in einen Kontext zu stellen, werden Aspekte einbezogen, die nicht Teil der eigenen Untersuchungen waren, diese aber ergänzen.

5.5.1 Definition und Nachweis autogener Moorregeneration

Zahlreiche Publikationen belegen spontane, vom Menschen ungelenkte Regenerationen gestörter Moore bis hin zum erneuten Moorwachstum und einer völligen Beseitigung der Störstruktur. Als natürlich ausgelöster Prozess tritt eine Regeneration z. B. nach trockeneren Klimaphasen auf. Typisch ist in Armmooren das Aufwachsen von Torfmoostorfen über Schichten, die reich an Baumstubben, Resten von *Ericaceen* oder *Eriophorum vaginatum* sind und als Zeugen niedriger Grundwasserstände gelten. RUDOLPH & FIRBAS (1924, S. 97) konnten durch Datierung und Gegenüberstellung von Torfprofilen für erzgebirgische Moore nachweisen, dass nicht alle Moore nach einer Stagnationsphase erneut wachsen und Stagnationsphasen zudem nicht zeitgleich eintraten. Regeneration ist folglich ein Prozess, der einzelmoorspezifisch abläuft.

Regeneration kann ebenso ein anthropogen ausgelöster Prozess sein. Vollständige Regenerationen mit flächig wiedereinsetzendem Moorwachstum und völliger Nivellierung der Störstruktur wurden mehrfach nachgewiesen. Zu den überwachsenen Störungen gehören Grabensysteme (TÜXEN 1976, 1989, JOOSTEN 1986), Brandkulturen (= ehemalige Felder; TÜXEN 1976, AVERDIECK & SCHNEIDER 1977, SCHMATZLER & TÜXEN 1980) und Torfstiche. AVERDIECK & SCHNEIDER (1977) fanden im Sileruper Moor vollständig verfüllte, ehemals 1 m tiefe Kühlen, die im Mittelalter entstanden. Unbekannt ist in allen Fällen, wie stark die jeweilige Störung war und wie sie sich in Abhängigkeit von der konkreten Moorstruktur auswirkte. Eine erste Orientierung ermöglichen jedoch TIMMERMANN et al. (2008), die eine kurzzeitige Etablierung von Buchweizenbrandkulturen als mäßige Degradierung einstufen.

Eine moorspezifische Definition des Begriffes (autogene) „Moorregeneration“ liegt von EDOM (2001a, S. 223; weiterentwickelt aus EDOM & WENDEL 1998) vor, ebenso ein stark abstrahierter Überblick zum phasenweisen Ablauf der Regeneration und den dabei wirksamen Prozessen am Beispiel entwässerter Regenmoore. Die Definition erfolgt prozessorientiert: „Moorregeneration ist vom Zeitpunkt der Störung an die Gesamtheit der in gestörten Mooren ablaufenden, insgesamt autoregulativen, d. h. natürlichen Prozesse, die auf die Wiedereinstellung eines wachsenden Moores gerichtet sind. Diese Prozesse müssen nicht unbedingt zur Vollendung der Regeneration führen“ (EDOM 2001a). Es handelt sich um eine sehr weitge-

hende begriffliche Fassung, die alle Zwischenstufen bis zum maximal möglichen Ziel eines wachsenden Moores einschließt. Eine Wiedervernässung, verursacht durch die degenerative Umwandlung der Torfstruktur (= sinkende hydraulische Leitfähigkeit an Grabenrändern; SCHNEEBELI 1991) oder Torfstickkanten (AUE 1991) und der hierdurch verursachte Anstieg des Grundwasserspiegels genügen, um die definitionsgemäßen Bedingungen einer Regeneration zu erreichen. Im Extrem können bodenbildende Prozesse soweit führen, dass sich im Torf Makroporen bilden, die den Wiederanstieg des Grundwasserstandes verhindern (vgl. JOOSTEN 1993, EDOM et al. 2008) und einen Moorschwund bis zum mineralischen Untergrund bewirken. Folgt ein Moorwachstum, wäre definitionsgemäß eine Regeneration gegeben. Im Rahmen dieser Arbeit wird eine derart extreme Degeneration nicht einbezogen. Minimumkriterium sind der sukzessive Wiederanstieg des Grundwasserspiegels und damit ein Erhalt des Torfkörpers.

Stratigraphische Befunde belegen, dass eine Vielzahl anthropogener Störgrößen (Entwässerung, Brandkultur, Torfabbau) eine Regeneration auslösen können. Bedeutsam sind heute zudem entwässerungsbedingte Brände (z. B. JOOSTEN 2006), Moorerosion (z. B. durch Beweidung; vgl. EVANS & WARBURTON 2007), Staubdepositionen und Immissionen (z. B. HUOPALAINEN et al. 2000, FRANZÉN 2006, HOLDEN et al. 2007). Auch technische Aspekte spielen eine Rolle, wie POSCHLOD et al. (2007) durch Vergleich von Torfstichen und Frästorfflächen feststellten und wie sie auch bei anderen Eingriffsarten zu vermuten ist (Entwässerung durch Rohrdrainage, offene oder abgedeckte Gräben, Schlitzen, Pflügen; vgl. EGGELSMANN 1990). Treten Wirkkomplexe (Entwässerung + Depositionen + Immission; vgl. Kap. 5.4) wie im UR auf, ist ein Ursachenbezug nur noch schwer möglich (Diskussion zur verstärkten Torfzersetzung in naturnahen schwedischen Mooren vgl. FRANZÉN 2006). In Kombination mit moorspezifischen Eigenschaften ist mit einer Vielfalt an Regenerationsprozessen und -erscheinungen zu rechnen. Eine umfassende Analyse von Regenerationsprozessen umfasst:

- Art, Intensität und Zeitraum der Störung(en),
- Klima, Geologie, Einzugsgebiete,
- Wasserhaushalt, Wasserregime, hydromorphologische Struktur des Moores,
- moorrinneren Aufbau und hydrogenetischen Entwicklungspfad,
- Flora (inkl. Diasporen) und Vegetation.

Von besonderem wissenschaftlichem wie naturschutzfachlichem Interesse ist, inwieweit Wiedervernässung und Moorwachstum eintreten, selbst wenn die Mooroberfläche durch Degeneration stark verformt wurde (vgl. TIMMERMANN et al. 2008). Im Mittelpunkt stehen dabei die Existenz torfbildender Vegetation sowie das Vorhandensein und die Funktionalität von Strukturen, die eine Selbstregulation und damit ein langfristiges Moorwachstum ermöglichen (z. B. Akrotelm, vgl. JOOSTEN 1993, VAN DER SCHAAF 1999, EDOM 2001a, SCHOUTEN in RYAN 2006).

5.5.2 Regeneration in anthropogen stark gestörten Mooren

Im UR konnten in den überwiegend stark gestörten Mooren Regenerationsmerkmale unterschiedlichen Regenerationsfortschrittes festgestellt werden. Charakteristisch sind verlandete

Gräben oder Torfstiche und ein lokales Absterben von Bäumen, das mit der Wiedervernässung in Zusammenhang steht (in keinem Fall traten Regenerationsmerkmale in der gesamten Moorfläche auf). Damit wird die **erste Hypothese bestätigt, dass sich im UR auch anthropogen stark degenerierte Moore regenerieren.**

Intensive Recherchen ergaben, dass Belege für Wiedervernässungen durch autogene grabeninduzierte Regenerationen in Deutschland relativ selten sind und eher beiläufig erbracht wurden. Systematische Nachweise für Grabenverlandung im Erzgebirge liegen von EDOM (1991), WENDEL (1992) und LANGE (2003) vor, wobei eine umfassendere Prozessanalyse fehlt. JENSEN (1987) und HENRION (1989) erwähnen für Moore des Harzes verlandete und seitlich überströmende Gräben, die Vernässungen und absterbende Bestände bewirken. SCHMATZLER & TÜXEN (1980) listen über 40 sich regenerierende Moore in Nordwestdeutschland auf, leider ohne nähere Angaben über Zustand oder Störungsart bzw. Erhebungskriterien. SCHNEEBELI (1989) modelliert Regenerationsprozesse, die sich aufgrund von Entwässerungen einstellen und verweist auf vielfache Regenerationen ohne letztere aber zu konkretisieren. Aus Irland wird von flächigen Grabenverlandungen (Clara Bog, Raheenmore Bog) mit Wiedervernässung und einsetzendem Moorwachstum (Clara Bog) berichtet (VAN DER SCHAAF 2001, SCHOUTEN in RYAN 2006). In Finnland erlangt der Wirkungsverlust von Gräben bereits eine forstwirtschaftliche Bedeutung (HÖKKÄ et al. 2000, AHTIKOSKI et al. 2008). Belege für einsetzende Wiedervernässungen durch autogene torfstichinduzierte Regenerationen wurden in Deutschland in weitaus größerer Zahl erbracht, teils als Regeneration gedeutet und auch als solche analysiert (RINGLER 1975, TÜXEN 1976, SCHMATZLER & TÜXEN 1980, JOOSTEN 1986, PFADENHAUER 1986, HÖLZER & GROBE-BRAUCKMANN 1986, POSCHLOD 1990, LÜTT 1992, WAGNER 1994). Insbesondere grabeninduzierte Regenerationen im Waldbereich sind gegenüber torfstichinduzierten Regenerationen offensichtlich weniger auffällig. Das Auftreten von Regenerationserscheinungen in über 80 Mooren des UR und ebenso in anderen Regionen Deutschlands bzw. Europas **bestätigt die zweite Hypothese, dass es sich bei der Regeneration anthropogen gestörter Moore um keine Ausnahmeerscheinung handelt.** Daraus kann allerdings nicht abgeleitet werden, dass in jedem stark gestörten Moor eine Regeneration möglich ist (insbesondere bei enger Fassung der Definition, Kap. 5.5.1).

5.5.3 Rahmenbedingungen und Prozesse der autogenen Moorregeneration

Standortsverhältnisse (i. w. S.)

Die für das Auftreten von **grabeninduzierten Regenerationserscheinungen** notwendigen topographischen bzw. hydromorphologischen Rahmenbedingungen wurden bislang nicht systematisch untersucht. Es liegen überwiegend Einzelbeobachtungen vor. Regenerationsbegünstigend wirkt in den Mooren des UR eine Einbettung der Torfkörper bzw. deren Teilbereiche in konvergente Wasserströme (oft Laggs; Kap. 4.3.4, 4.5.4). Gelegentlich bildet sich in Fließgewässernähe eine Abfolge von Regenerationsbereichen aus (UG Deutscheinsiedel). VAN DER SCHAAF (2001) stellte in Clara Bog ungleichmäßige Oberflächensackungen des Moores fest, die von Entwässerungen bedingt wurden und in den entstandenen Senken zu lokalen Vernässungen sowie einem Wiedereinsetzen des Moorwachstums führten. Die Lage-

beschreibung lässt gleichfalls auf konvergente Wasserströme schließen. Selten sind im UR Regenerationsmerkmale bei divergentem Stromlinienverlauf anzutreffen. Die typische, aufgewölbte Struktur erzgebirgischer Armmoores wirkt offensichtlich regenerationshemmend. Dies trifft allerdings nicht auf das Fallbeispiel der Mothhäuser Haide zu. Trotz überwiegend divergenter Wasserströme findet eine Regeneration statt. Eine geringe Neigung im Moor ($< 2^\circ$, Abb. 4.3-19, S. 98; in Mittelgebirgsmooren eher selten) und große Stromlängen (bis 500 m, Abb. 4.3-12, S. 93) sind regenerationsförderlich. VAN DER SCHAAF (1999) konnte nachweisen, dass sich in Umkehrung hierzu das Akrotelm in Moorbereichen mit sackungsbedingt verkürzten Stromlinien deutlich langsamer regeneriert. Analogien zur Abhängigkeit von Strommuster und Neigung finden sich in der Moorgenese. So traten Moorinitiale im Hochharz zumeist punktuell in der Nähe von Fließgewässern (= konvergenter Strom + geringe Neigung im engeren Umfeld) oder an Gefälleabflachungen (= geringere Neigung) auf und schlossen sich dann durch Transgression zu großen Mooren zusammen (vgl. BEUG 2005).

Weitere Aspekte liefern Grabenparameter. Anhand von Bestandesdaten entwässerter Wälder stellte HÖKKÄ et al. (2000) in finnischen Mooren fest, dass die Gräben in 215 von ca. 600 Untersuchungsflächen einen „schlechten Zustand“ aufwiesen, was im Folgenden als Ausdruck eines Regenerationsprozesses gewertet wird. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens schlechter Grabenzustände stieg mit:

- geringer Reliefneigung ($< 1,7^\circ$ Neigung),
- zunehmender Torfmächtigkeit ($> 1,0$ m),
- einer nördlichen zonalen Lage (= sinkende Temperatursumme).

HOLDEN et al. (2007) stellten spontan verfüllte Gräben häufig bei Hangneigungen $< 4^\circ$ fest, während Erosion selten bei Neigungen $< 2^\circ$ auftrat. Diese Ergebnisse untermauern die Bedeutung der Hangneigung und ergänzen sie um weitere Aspekte: In den größten Regenerationsbereichen der Mothhäuser Haide ist eine hohe Torfmächtigkeit charakteristisch (bis zu 8 m Torfmächtigkeit). HÖKKÄ et al. (2000) konnten anhand des Datensatzes keine Abhängigkeit von der trophischen Standortqualität (abgeleitet aus Vegetationstypen) erkennen. Im Gegensatz hierzu konzentrieren sich die Regenerationsbereiche im UR eindeutig auf mesotrophe Standorte (Kap. 4.5.4). Auch im Harz wurden Wiedervernässungen vor allem in Niedermoor-komplexen vorgefunden (JENSEN 1987). Der mesotrophe Status ist allerdings nicht als Ursache der Wiedervernässung bzw. als regenerationsbegünstigend zu deuten, sondern Ausdruck von Mineralbodennähe (Kap. 4.5.4). Die Bedeutung von hydrologischen Einzugsgebieten verdeutlicht das Beispiel des Tharandter Waldes. Die nach kurzer Zeit weit fortgeschrittene Wiedervernässung kleiner und damit stark von ihrer Umwelt abhängiger Moore wird mutmaßlich von einer starken und recht gleichmäßigen Speisung aus weiträumigen Schichtwasserleitern (Kap. 4.5.4.2) hervorgerufen. Ähnliches ist bei einer starken Kluftwasserspeisung zu vermuten (Quellmoore auf der Geyerschen Platte). Dass auch die moorinnere Struktur mit dem räumlichen Wechsel von Torfarten und hydraulischer Leitfähigkeit eine Rolle bei der grabeninduzierten Regeneration spielt, ist anzunehmen. Das Klima als Standortfaktor i. w. S. kann in mehrfacher Weise wirksam sein. Bei sinkenden Temperaturen verringert sich die Torfzersetzung (JOOSTEN & SUCCOW 2001) und je nach Ausgangslage auch

die Torfbildung (GUNNARSON 2005). Zugleich steigt infolge sinkender Verdunstung die klimatische Wasserbilanz und damit der Grundwasserstand bzw. der Abfluss.

Das Regenerationsgeschehen wird damit von einem abiotischen Faktorenkomplex bestimmt, der aus ökosysteminternen Komponenten (Torfmächtigkeit, hydromorphologische Struktur mit Neigung, Stromlänge, Strommuster, Sonderstrukturen) sowie ökosystemexternen Komponenten (Klima, Einzugsgebiete) besteht. Eine hohe Regenerationsdisposition anhand von Einzelfaktoren (z. B. Neigung $< 2^\circ$) abzuleiten, ist problematisch. So kann eine große Stromlänge gleichbedeutend mit hohen Profildurchflüssen und dem Einsetzen einer Erosion sein (Bildung von Tief- und Bachrullen). Entscheidend ist letztlich die Wasserbilanz einzelner Moorbereiche (im Folgenden von Stromsegmenten), die sich in hangwassergespeisten Regenmooren aus dem lateralen Strom des Wassers im Torfkörper ergibt und zu einer segmentweise zunehmenden Wasserakkumulation führt. Eine formelmäßige Fassung und graphische Darstellung findet sich hierzu bei EDOM (2001a, G 5-33, S. 225). Die Wasserbilanz verhält sich nach dieser Formel proportional zur Stromlänge ΔS_{1-i} und zur Einstrombreite (b_{ezg}) des bergseitigen Stromsegmentes (S_1) sowie indirekt proportional zur Ausstrombreite (b_i) des talseitigen, letzten Stromsegmentes (S_i) und zur Neigung (Visualisierung der Stromsegmente eines Stromsektors in Abb. 3.3-1, S. 29). Ist die Einstrombreite größer als die Ausstrombreite, handelt es sich bezogen – auf den gesamten Stromsektor – um einen konvergenten Wasserstrom. EDOM et al. (2007b) konnten den vermoorungsfördernden Effekt konvergenter Wasserströme anhand von Modellierungen hydrologisch begründen.

Detaillierte Informationen zur hydromorphologischen Ausgangslage einer **torfstichinduzierten Regeneration** unmittelbar nach Abbau des Moores sind in der Literatur selten. WAGNER (1994) untersuchte zwei Hochmoore und deren relativ nährstoffarme Torfstiche im Jungpleistozän Schleswig-Holsteins. Bohrprofile ergaben unter frisch aufgewachsenem Torf ein bewegtes Relief mit bis zu 0,7 m Niveauunterschied und Torfdämmen, auf denen Birken stockten, die sich dort bereits vor Beginn des erneuten Torfwachstums ansiedelten. Das Wachstum setzte in den tiefstgelegenen, waldfreien Handtorfstichen ein. Analogien finden sich auch in anderen Regionen. Handtorfstiche mit ihrer abflusshemmenden Kammerung bieten besonders günstige Voraussetzungen für eine Regeneration (vgl. TÜXEN 1976, POSCHLOD 1990). Dies trifft im UR vor allem auf die Kriegswiese und in Nordwestsachsen auf Zadlitzbruch und Wildenhainer Bruch (zusammen mehrere 100 ha!) zu. Die Untersuchungen im Erzgebirge zeigen, dass analog zur grabeninduzierten Regeneration zudem Senkenlagen mit konvergenten Wasserströmen, großen Einzugsgebieten und großen Stromlängen im Moor regenerationsbegünstigend sind.

Funktionsverlust von Grabensystemen

Verlandende Grabensysteme dienen als Minimalkriterium grabeninduzierter Regeneration (Kap. 3.2.4). Grabenverlandungszonen nehmen in stark regenerierenden Mooren wie der Mothhäuser Haide bereits 50 % der Moorfläche ein und werden in weiten Bereichen von torfbildender Vegetation geprägt. Wie in vielen anderen Mooren kommt *Sphagnum*-Arten eine besondere Bedeutung zu (vgl. auch LANGE 2003). Dies lenkt den Schwerpunkt der Analyse auf Ursachen und Ablauf der Grabenverlandung.

Der Wirkungsverlust von Gräben ergibt sich aus einer sukzessiven Verflachung und Verengung des Grabenprofils einerseits (DITTRICH 1937, EGGELSMANN 1990, PAAVILAINEN & PÄIVÄNEN 1995, HOLDEN et al. 2007, EVANS & WARBURTON 2007) und aus einer entwässerungsbedingten Reliefveränderung der Grabenumgebung andererseits (SUCCOW 1988, EGGELSMANN 1990). Verantwortlich ist eine größere Anzahl an Prozessen und Faktoren, die sich nahezu alle im UR nachweisen lassen und in unterschiedlichen Zeiträumen zum Tragen kommen:

- Abrutschen von Torf an Grabenböschungen durch Wildtritt, Erosion, Befahrung mit Forstmaschinen, ungünstige Profilierung des Grabenquerschnittes, Bodenfrost,
- Ausbildung lokaler Fließhindernisse durch umstürzende Bäume, einbrechende Holzbrücken, Befahrung mit Forstmaschinen,
- Verbleiben von Fließhindernissen nach Anlage bzw. Beräumen von Gräben (Sohlschwellen nach Grabenpflügen),
- sedentäre Verfüllung von Gräben durch Zuwachsen mit torfbildender Vegetation,
- sedimentäre Verfüllung von Gräben durch Torf und anorganischen Substrate (in gering geneigten Bereichen, an Fließhindernissen, in aufwachsender Vegetation),
- Sackung und Torfschwund insbesondere im näheren Grabenumfeld.

Die Verfüllung der Gräben erfolgt durch autochthone und allochthone (eingeschwemmte) Substrate. HOLDEN et al. (2007) konnten nachweisen, dass intakte Gräben im Gegensatz zu blockierten (verbauten) Gräben eine Hauptquelle von Sedimenten in Oberflächeneinzugsgebieten sind. Die Ablagerung der Sedimente erfolgt an Fließhindernissen (Torfbrocken) und in Mäandern (CROWE et al. 2008), also in Bereichen mit verminderter Schleppkraft des Wassers. Die sedimentäre Verfüllung von Gräben ist damit Resultat von Erosion, Substratverlagerung und Ablagerung, wobei letztere überwiegt und eine Vielzahl an Teilprozessen auftreten (vgl. AHNERT 1996). Eine Verflachung der Gräben geht entsprechend des meist trapezförmigen Grabenprofils mit einer Verbreiterung der sukzessive aufgehöhten Grabensohle einher, wodurch die Schleppkraft des Wassers gemindert und die Besiedelung mit Arten gefördert wird (z. B. *Sphagnum spec.*, *Eriophorum angustifolium*; EVANS & WARBURTON 2007). Das Beispiel der Mothhäuser Haide zeigt, dass die Vegetation eine Schlüsselstellung im Prozess der Grabenverlandung einnimmt. Sie bewirkt bei Präsenz torfbildender Arten und dauerhafter Wassersättigung eine sedentäre Verfüllung der Gräben durch Torfbildung, durch eine Minderung der Erosion und durch eine Förderung der Sedimentation (CROWE et al. 2008). Mit zunehmender Besiedelung der Gräben dürfte sich der Charakter der Verfüllungsprozesse langfristig ändern. Welchen Anteil sedimentäre und sedentäre Grabenverfüllung haben und wie sich dieser Anteil zeitlich ändert, lässt sich nur anhand stratigraphischer Analysen klären. Entsprechende Untersuchungen fehlten im UR und fanden sich auch in der Literatur nicht. Damit sind zwei Extremfälle zu unterscheiden:

- sedimentierte Gräben = verfüllt mit meist feinem, leicht erodierbarem Material,
- sedentierte Gräben = verfüllt mit meist groben, zusammenhängenden und schwer erodierbaren Pflanzenresten.

Diese zunächst abstrakt wirkende Differenzierung könnte für den Regenerationsprozess von

großer Bedeutung sein. In der Mothhäuser Haide findet eine Grabenverlandung durch Sedentation bei Gefällen von bis zu $4,6^\circ$ statt (WENDEL 1992). In Mooren bzw. Gräben würde dieses Gefälle nach EGGELSMANN (1989) und HOLDEN et al. (2007) bereits zu Erosion führen (Moor $> 2,3^\circ$; Gräben ab $2,0^\circ$). Die sedentäre Verfüllung des Grabenprofils erfolgt je nach Wasserregime in Schwingdecken oder durch Aufwachsen des Torfes auf der Grabensohle. In erstem Falle handelt es sich um einen „Stagnationswassertyp“. Fehlendes Gefälle oder Fließhindernisse bewirken einen Wasserstau. In zweitem Falle bildet sich ein „Durchströmungstyp“. Fließwiderstand und wachstumsbedingte Hebung der Grabensohle bewirken einen sukzessiven Anstieg des Wasserstandes (vgl. EDMOND & WENDEL 1998). In beiden Fällen verteilt sich mit oberflächennahem Zuwachsen des Grabens eine gleiche Wassermenge je Zeiteinheit auf ein größeres, verfülltes, aber auf Grund des porösen Materials weiterhin gut wasserleitfähiges Profil. Wachstumsraten sind nicht bekannt, könnten aber denen sehr nasser Torfstiche entsprechen.

Auch der im Grabenquerprofil anhand eingesenkter Ränder oft erkennbare Moorschwind verringert die Grabentiefe. Die Einsenkung ist umso stärker, je mächtiger der angeschnittene Torfkörper und je tiefer die Entwässerungswirkung ist (vgl. EGGELSMANN 1990). Der Moorschwind hält bei hoher Torfmächtigkeit zudem länger an (vgl. VAN DER SCHAAF 1999, S. 22). Dies erklärt die von HÖKKÄ et al. (2000) nachgewiesene Bedeutung der Torfmächtigkeit für die Ausbildung schlechter Grabenzustände einerseits und die besondere Stellung der Mothhäuser Haide hinsichtlich Regenerationsfläche und -fortschritt im UR andererseits. Der Grad der Sackung wird darüber hinaus von der Torfart bestimmt (EGGELSMANN 1990). Wechseln Torfart und -mächtigkeit kleinräumig, weist die Sackung der Mooroberfläche und damit die Sackung im Längsprofil des Grabens ein kleinräumiges Muster auf. Soweit dieser Sachverhalt nicht durch eine entsprechende Anlage des Entwässerungssystems berücksichtigt wird, werden Gräben bei starker Sackung der Moorumgebung durch flurnahe Wasserstände unmittelbar unwirksam. Das seitliche Überströmen verlandeter Gräben in der Mothhäuser Haide könnte Ausdruck solcher ungleichmäßigen Oberflächensackungen sein.

Offen bleibt, welche Rolle die konkrete Struktur des Grabensystems hat. Es ist wahrscheinlich, dass es regenerationsförderliche und regenerationshemmende Konstellationen gibt. Erstere könnten bei stark schematischen, hydrologisch nicht angepassten Grabenanlagen auftreten.

Insgesamt wird deutlich, dass Gräben im Gegensatz zu den nachfolgend diskutierten Torfstichen oft instabile Strukturen darstellen und damit rasch veränderlich sind. Je nach Lage neigen sie im Extrem entweder zur Erosion oder werden langsam verfüllt. Einer vollständigen Verfüllung und Einebnung steht bei geeigneten Rahmenbedingungen nichts im Wege. Voraussetzungen hierfür sind:

- dauerhaftes Unterlassen jeglicher Grabenräumung,
- ausreichende und gleichmäßige Nässe (abhängig u. a. von Neigung, Stromlänge, Klima),
- Vorhandensein torfbildender Arten,
- Torfakkumulation und
- geringe Erosion.

Zuwachsen von Torfstichen

Die langfristige Einebnung von Torfstichen kann aufgrund ihrer Größe im Gegensatz zu Gräben nur durch Torfbildung erfolgen. Dies geschieht durch Schwingdecken (LÜTT 1992, BURGA & SCHRATNER 2008; Kriegswiese im UR) oder ein Aufwachsen des Torfes vom Untergrund (WAGNER 1994, BURGA & SCHRATNER 2008). Die Mächtigkeit der neu aufgewachsenen Torfe erreicht je nach Rahmenbedingungen oft 0,5 m, aber auch bis zu 2 m (LÜTT 1992, POSCHLOD 1990, WAGNER 1994, BURGA & SCHRATNER 2008). WAGNER (1994) nimmt übereinstimmend mit anderen Autoren Akkumulationsraten im Akrotelm von mehr als 1 cm/a an. Die höchste, von POSCHLOD (1990, S. 269) geschätzte Aufwuchsrate neogener Torfe betrug 2 cm/a.

Ob eine Torfstichregeneration auch zu einem einsetzenden Wachstum in der Torstichumgebung führen kann, ist nach POSCHLOD (1990) fraglich. Entscheidend wird letztlich die hydromorphologische Struktur sein. So führt die Einebnung der Torfstiche in der Kriegswiese zu einer Wiedervernässung der talwärts liegenden, unberührten Moorteile (Kap. 4.4.1). Ein wiedereinsetzendes Moorwachstum auch in der Torfstichumgebung ist in diesem Fall wahrscheinlich.

Sukzession der Vegetation

Feinanalysen zur ungesteuerten Sukzession der Vegetation liegen vor allem für die **torfstich-induzierte Regeneration** vor (hier unter Einschluss weiterer Torfabbauverfahren wie Fräsen). Die Artetablierung erfolgt je nach nutzungsbedingtem Ausgangszustand verschieden schnell. Insbesondere in Frästorfbereichen werden regenerationsförderliche Bunkerde (diasporenhaltiger Abraum), Artenbestand und Diasporenbank des gewachsenen Torfes großräumig vernichtet (POSCHLOD 1990). Ein besonderes Problem stellt die Besiedelung klimatisch extremer, schwarzer Torfstichflächen dar, wie im UR das Beispiel der Stengelhaide belegt. Ein typischer Erstbesiedler ist hier *Eriophorum vaginatum*. SILVAN et al. (2004) zufolge ist die Art für gestörte Moore charakteristisch und tritt nach Bränden, Kahlschlägen, Entwässerungen, Düngungen und Moorrestaurierung in Torfabbauf Flächen rasch dominant auf. Auch *E. angustifolium* spielt regional eine Rolle (HOLDEN et al. 2007). In der Stengelhaide kommt zu beiden Arten als bedeutender Erstbesiedler *Carex canescens*. Alle drei Arten schaffen durch ihre Ansiedlung auf den klimatisch extremen, schwarzen Torfflächen anderen Arten geeignete Umweltbedingungen („Ammenpflanzen“, vgl. DANIELS 2001).

WAGNER (1994) fand anhand von Bohrungen auf überwachsenen Torfstichsohlen Reste einer Vegetation (wechsel)feuchter Standorte mit *Molinia caerulea* und *Calluna vulgaris*, die später zu einer hochmoorartigen Entwicklung überleitete. Torfstiche im ehemaligen Verlandungsbe- reich eines kalkhaltigen Sees hingegen zeigen deutliche Niedermoorphasen (BURGA & SCHRATNER 2008), die im Weiteren teilweise zu Übergangsmooren werden. Auch TÜXEN (1976) beschrieb die Präsenz niedermoorartiger Vegetation in mineralbodennahen Torfpütten Niedersachsens, die allerdings keine Anklänge an die ursprüngliche Hochmoorvegetation erkennen ließ. Jedes Moor besitzt analog zu natürlichen Mooren (hydrogenetische Moortypen SUCCOW 1988) letztlich entsprechend der sich im Verlauf des Wachstums ändernden Wasser- speisungsverhältnisse eine eigene, hydrogenetisch vorgegebene Entwicklung.

In der weiteren Entwicklung kann es bei niedrigen Grundwasserständen zur Bewaldung kommen, die allerdings nicht dauerhaft sein muss. WAGNER (1994) stellte fest, dass Bestände von *Betula pubescens* im Zuge eines einsetzenden Torfmoos- und Moorwachstums sukzessive in den aufwachsenden Torf eingebettet werden. Entsprechende Waldbestände sind Zeugen einer früheren Standortsqualität (vgl. Kap. 4.3.5, 5.4, CLAUSNITZER & SUCCOW 2001) nach Ende des Torfabbaus, aber nicht Zeichen einer trockenheitsbedingten Besiedlung torfmoosreicher Offengesellschaften (WAGNER 1994). Der Anstieg des Grundwasserspiegels führt zu charakteristischen Veränderungen der Baumwurzeln. Typisch sind in Torfstichen wie natürlichen Mooren abgeflachte Wurzelsysteme und die Ausbildung von Adventivwurzeln (WAGNER 1994, RYDIN & JEGLUM 2006, BAUEROCHSE et al. 2008). Im UR deuten sich Entwaldungsprozesse in neun von 34 ehemaligen Torfstichen an (Kap. 4.5.4.3).

In den von WAGNER (1994) untersuchten Flächen kam es (ähnlich den Torfstichen der UG) zur Dominanz von *Sphagnum fallax*. Auch *Sphagnum cuspidatum* erlangte Bedeutung. In späteren Stadien konnte sich (im Gegensatz zu den Torfstichen der UG) *Sphagnum magellanicum* ansiedeln. Eine ähnliche Sukzessionsabfolge fanden AVERDIECK & SCHNEIDER (1977) im vollständig regenerierten Sileruper Moor mit *Sphagnum cuspidatum*-Torfen in den unteren und *S. magellanicum*- sowie *Sphagna acutifolia*-Torfen in den oberen Bereichen. Die Dominanz der mesotraphenten Art *Sphagnum fallax* ist ebenso nach Moorbränden bekannt (HÖLZER 2009). Der Art kommt im Prozess der Regeneration eine besondere Bedeutung zu. Sie wird zwar im Vergleich zu den armmoortypischen Schlüsselarten wie *Sphagnum magellanicum* leichter zersetzt (WAGNER 1994), ist aber andererseits bzgl. ihrer Substanzbildung sehr produktiv (GUNNARSSON 2005). Unter dauerhaft nassen Bedingungen, wie sie in Torfstichen mit Grundwasseranstieg herrschen, kann die Art in einem hohen Maße torfbildend sein (WAGNER 1994). *Sphagnum fallax* ist zudem relativ schattentolerant, weshalb die Art bei hinreichender Nässe auch in lichten Moorwäldern eine Torfbildung einleitet und dort zudem eine Nährstofffestlegung bewirkt (WAGNER 1994). LÜTT (1992) stellt fest, dass *Sphagnum fallax* Wegbereiter einer Sukzession zu Hochmoorbulten ist. Der Wechsel zu *Sphagnum magellanicum* und *S. papillosum* erfolgte in den untersuchten Mooren in einem Zeitraum von 15 bis 75 Jahren (Mittel 25 bis 30 Jahre). Bei *Sphagnum magellanicum* wird der Wechsel vor allem durch eine seitliche Ausbreitung hervorgerufen. Die Bedeutung von *Sphagnum fallax* (wie auch anderer sonst nicht so stark torfbildender Arten) kann letztlich nicht nur in der Torfbildung und in Wegbereitung für weitere Arten gesehen werden. Wie die Untersuchungen von WAGNER (1994) belegen, nivelliert die Art durch ihr Wachstum den Torfstichboden und leitet die Regeneration des für die Selbstregulation wichtigen Akrotelms ein. Selbst das kaum produktive *Sphagnum girgensohnii* (GUNNARSSON 2005) kann bei der Paludifikation in Wäldern von Bedeutung sein (FOSTER 1984).

In Anbetracht dessen, dass *Sphagnum fallax*, *Eriophorum vaginatum* und *Carex canescens* auch in den Gräben der Mothhäuser Haide eine große Rolle spielen, ist anzunehmen, dass die **grabeninduzierte Regeneration** im Bereich der Gräben eine ähnliche Sukzessionsabfolge aufweist. Die lineare Struktur der Gräben bewirkt im Vergleich zu Torfstichen allerdings stärkere Randeffekte insbesondere durch den Schattenwurf angrenzender Baumbestände. Folge sind geminderte Produktivität bzw. Fehlen torfbildender Arten sowie sedentativer

Prozesse und (im Extrem) ein Ausbleiben der Besiedung (z. B. Brandhübelmoor).

Während der Artenbestand bei graben- und torfstichinduzierter Regeneration durch Vernichtung der Standorte oder Absenkung des Grundwasserspiegels in gleichem Maße eingeschränkt sein kann, spielt das Vorhandensein und die Aktivierung der Diasporenbank bei Störungen durch Torfstich eine sukzessionsprägende Rolle (insbesondere *Sphagnum*-Arten; vgl. POSCHLOD 1990).

Selbstregulation

Eine weitere Möglichkeit zur Deutung der herausragenden Stellung der Mothhäuser Haide im UR (Kap. 4.5.4) bietet die Selbstregulation (Näheres in EDOM 2001a). Torfstich- und grabeninduzierte Regeneration können bei stark gestörten Mooren als **Neuaufwachsen eines Moores in Teilbereichen des ursprünglichen, gestörten Moores** betrachtet werden. Mit wachsender Größe des neuen Moorkörpers werden Prozesse der Selbstregulation und Eigenstabilisierung wirksam. Bezüglich der Torfstiche scheint dies klar, das neue Moor wächst hier flächig und entsprechend der standörtlich vorgegebenen Hydrogenese auf. In den Gräben hingegen erfolgt das Aufwachsen faktisch linear. Für die grabeninduzierte Regeneration sollen einige, zukünftig zu prüfende Annahmen getroffen werden:

- Das Wasser kann sich in ausgedehnten Grabenfüllungszonen (größter Teilbereich Mothhäuser Haide: 20 ha) entsprechend des großräumigen Gefälles im oberflächennah verlandeten Grabensystem verteilen. Kleinräumig ist die Wasserbewegung durch die Struktur von Grabensystem und Grabenrandsackungen vorgegeben. Ungestörte Stromlängen von mehreren hundert Metern sind keine Seltenheit.
- Es entsteht ein nahezu lineares System von Akrotelm (im UR häufig von *Sphagnum fallax* u. *S. cuspidatum* gebildet), dessen Fähigkeit zur Selbstregulation mit zunehmender Ausdehnung steigt und dabei die Verlandung beschleunigt (Selbstverstärkungsprozess).
- Die Etablierung von *Eriophorum vaginatum* (z. B. Mothhäuser Haide) in flurgleich verlandeten Gräben könnte Zeichen einer zunehmenden Fähigkeit zur Selbstregulation sein, da die abgelagerten Torfe die hydraulische Leitfähigkeit des Grabensubstrates verringern (vgl. EDOM 2001a: „Abfolge von Ökotoptstrukturen in Fließrichtung“).
- Eine starke, lokale Längsneigung der sedentären Grabenmasse kann als Randgehänge mit seinen hydraulischen Funktionen gedeutet werden. Auch hier sind entsprechende Ökotoptstrukturen und Arten (*Eriophorum vaginatum*, *Carex canescens*, WENDEL 1992) zwangsläufiger Bestandteil des neu einsetzenden Moorwachstums.

Abschließend kann geschlussfolgert werden, dass die dokumentierten Regenerationserscheinungen von einer Vielzahl an Faktoren und Prozessen beeinflusst werden, die hier nur ansatzweise diskutiert werden können. Die hydromorphologische Struktur nimmt eine zentrale Stellung ein. Da sie ausgesprochen moorspezifisch ist, wird die dritte Hypothese bestätigt: **„Das Auftreten von autogenen Regenerationsprozessen ist eine einzelmoorspezifische, von der hydromorphologischen Struktur abhängige Erscheinung“.**

5.5.4 Regeneration als zeitlich und räumlich strukturierter Prozess

Erste Regenerationserscheinungen treten im UR je nach Konstellation im Verlaufe von 60 bis über 180 Jahren auf (Kap. 4.5.4). HÖKKÄ et al. (2000) konstatierten „schlechte Grabenzustände“ in Mooren der borealen Zone bereits nach 30 Jahren. HOLDEN et al. (2007) stellten spontan verfüllte Gräben nach 40 bis 50 Jahren fest.

Im Falle gering degenerierter Moore, die noch ein Akrotelm und damit die Fähigkeit zu Selbstregulation besitzen, kann eine Regeneration relativ rasch eintreten. So dokumentiert SCHOUTEN (in RYAN 2006) in Raheenmore Bog nach Renaturierungsmaßnahmen in den Jahren 1990/1991 eine Zunahme der Akrotelmmächtigkeit nicht nur im Zentrum des Moores, sondern auch an dessen Peripherie. Er betont, dass diese Zunahme an einen langsamen Prozess des Torfwachstums gebunden ist, der entwässerungsbedingte Akrotelmabbau hingegen viel schneller abläuft.

Stark degenerierte Moore – zu denen die meisten Moore des UR gehören – werden sich nur über lange Zeiträume regenerieren, da auch die schwer wieder herstellbaren Komponenten verändert sind (TIMMERMANN et al. 2008). DIERSSEN & NELLE (2006) verweisen darauf, dass entwässerungsbedingte Moorersetzung 300mal schneller ablaufen kann als Moorwachstum. Das Extrem sind **Torfstiche**, in denen das Torfprofil mehrere Meter tief abgetragen wurde. Zwar können beachtliche Akkumulationsraten von bis zu 2 cm/a auftreten, dies allerdings nur unter den Bedingungen hoher Nässe und geeigneter hydrochemischer Bedingungen. In ehemaligen Armmoores wird sich langfristig – wenn die nässeförderliche Stauwirkung von Wasserbarrieren und Kammerung nachlässt, eine Oligotrophierung eingesetzt hat und weniger produktive oligotrophente Bultarten dominieren (vgl. GUNNARSSON 2005) – eine armmoortypische Wachstumsrate von 1 mm/a einstellen. Dies bedeutet, dass das Wachstum Jahrtausende dauern muss, ehe ein annähernd ursprünglicher Zustand erreicht ist.

Werden für **Gräben** Akkumulationsraten von etwa 2 cm/a angenommen, was im Falle der Mothhäuser Haide in Anbetracht von Grabendimensionierung, Verlandungsfortschritt und -dauer, hoher Nässe und leichter Minerotrophie möglich scheint, könnte mit einer deutlich rascheren Annäherung an den naturnahen Zustand gerechnet werden. Dem stehen jedoch räumlich differenzierte Sackungen und damit Verformungen der Oberfläche entgegen, aus denen verkürzte Stromlängen und eine verlangsamte Regeneration resultieren (VAN DER SCHAAF 1999). Folglich ist nach Überwachsen der Gräben eine Nivellierung der in der Grabenumgebung gesackten Oberfläche durch Torfwachstum nötig. Der Profildurchfluss wird dabei zwangsläufig sinken, was analog zu der Entwicklung der Torfstiche eine abnehmende Feuchte, Zunahme von Bultarten und das Absinken der Akkumulationsrate nach sich zieht. Bei einer angenommenen Sackung von 0,5 m und einer Akkumulationsrate von 1 mm/a sind fünf Jahrhunderte nötig, um den Torfverlust zu kompensieren.

Am Fallbeispiel der Mothhäuser Haide wird unter Annahme linearer Entwicklungen folgende **zeitliche** Abschätzung vorgenommen:

- Die Ausbildung der heutigen Grabenverlandungszone (~ 50 % des Moores) erforderte 135 Jahre. Es ist vorstellbar, dass nach weiteren 135 Jahren alle Gräben samt Oberflächensackungen nivelliert sind und flächenhaft eine hydraulische Durchgängigkeit im Akrotelm besteht.
- Modifizierend wirken die sich zwischenzeitlich einstellenden Phasen einer adaptierten Bestockung. Wird eine Beschleunigung des Wachstums aufgrund höherer Selbstregulation und Eigenstabilität unterstellt, kann der Prozess auch schneller verlaufen.
- Übertragen auf umgebende Moorbereiche (= 50 % des Moores), in denen die Grabensedentation viel langsamer verläuft und teils erst einsetzen muss, bedeutet dies eine vollständige Regeneration im günstigen Falle in 270 Jahren.
- Damit wären für die grabeninduzierte Regeneration ab Einstellung der Entwässerung insgesamt ca. 400 Jahre zur Regeneration anzunehmen.

Die Wirkung der **Raumstruktur** soll am Beispiel der grabeninduzierten Regeneration verdeutlicht werden (Abb. 5.5-1). Hierzu werden das von EDOM (2001a) entworfene Wirkungsschema innerhalb der drei Phasen (1 – Initialphase, 2 – Aufrichtungsphase, 3 – Abstimmungsphase) um mehrere Teilphasen (a bis d) erweitert und die in den UR festgestellten ranglosen Regenerationsstufen (Kap. 4.5.4.2) eingeordnet:

- 1a - flächiger Grundwasseranstieg durch Bildung sekundärer Moorgehänge an Grabenrändern und Ausbildung von Nässezonen auf Graben- oder Torfstichsohle (insb. Stengelhaide),
- 1b - Grabensedentation punktuell oberflächennah (z. B. viele Laggbereiche, zentral auch Erlhaide, Westliche Stengelhaide; Stufe I),
- 1c - Grabensedentation weiträumig oberflächennah (z. B. Mothhäuser Haide, Seiffengrund; Stufe I),
- 1d - Wiedervernässung lokal: steigender Wasserspiegel in konvergenten Strombereichen führt je nach hydromorphologischer Struktur zu keinen oder zu einem mehrfachen Zyklus: Absterben von Bäumen (Mothhäuser Haide mehrfach, aber punktuell) >>> nässeadaptierte Wiederbewaldung (Mothhäuser Haide singular) >>> stagnierender Wasserspiegel >>> Absterben von Bäumen >>> steigender Wasserspiegel >>> adaptierte Bestockung >>> ggf. Zykluswiederholung (meist konvergente Strombereiche, Stufe II),
- 2a - Akrotelmbildung teilflächig: lokale Nivellierung der Grabensackungen durch Torfwachstum (meist konvergente Strombereiche, Stufe III)
- 2b - Wiedervernässung großflächig (belegt durch Zeitreihen in Mothhäuser Haide) mit mosaikartigem, die entwässerungsbedingten Oberflächensackungen nachzeichnenden Strukturen + Einebnung kleinräumiger, durch Grabenrandsackungen verursachter Reliefunterschiede + Absterben von Bäumen entsprechend der meist gitterartigen Struktur des ehemaligen Grabennetzes (Mothhäuser Haide – nur Wasserscheide) je nach hydromorphologischer Struktur kein, ein- oder mehrfacher Zyklus,
- 3a - Akrotelmbildung in gesamter Fläche (nicht belegt), je nach Klima und irreversibel veränderter hydromorphologischer Struktur stellen sich offene oder gehölzgeprägte Gesellschaften ein (bisher nicht beobachtet),
- 3b - vollständige Einebnung anthropogener Reliefunterschiede (nur stratigraphisch belegt, Kap. 5.5.1); endgültige Abstimmung der Moorökotope auf die neu entstandene Situation.

Die im UR dokumentierten Regenerationsstufen sind damit den Phasen 1 und 2 zuzuordnen. Das gestaffelte Absterben der Baumgeneration wird durch eine mangelnde Adaption an den steigenden Grundwasserstand hervorgerufen. Auslöser hierfür und für ein sprunghaftes Ansteigen des Grundwassers (stark sinkende Transpiration des Bestandes!) können Witterungsextreme (längere Nässeperioden) sein. Während das nässebedingte Absterben ganzer Baumbestände durch eigene Untersuchungen und andere Autoren belegt ist, kann ein räumlich gestaffeltes bzw. zyklisches Absterben nur ansatzweise untermauert werden (Mothhäuser Haide).

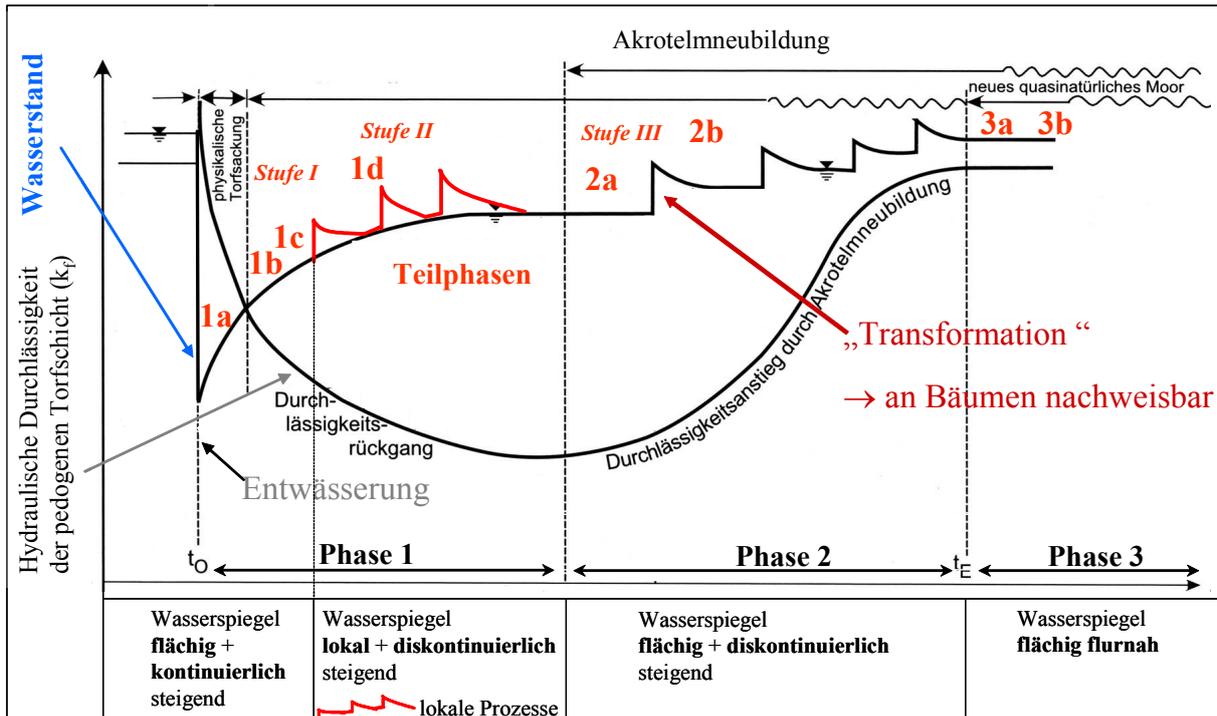


Abb. 5.5-1: Modifiziertes Schema der Phasen (1-3) und Teilphasen (1a-3d) einer grabeninduzierten Regeneration in einem durch Entwässerung stark degenerierten Moor (nach EDOM 2001a, rot –Veränderungen; siehe Text)

Klar wird, dass eine langfristige **diskontinuierliche Standortdrift** erfolgt. Das vernässungsbedingte Absterben von Baumbeständen führt zu einer phasenweisen Beschleunigung von Standortdrift und Regenerationsprozess.

Stark abstrahiert verlaufen graben- und torfstichinduzierte Regeneration wie folgt:

- hydraulische Abdichtung der Graben- oder Torfstichränder und Ausbildung von Nässezonen auf Graben- oder Torfstichsohle,
- beginnendes Moorwachstum im Graben oder auf der Torfstichsohle (= Moorinitiale auf aktuellem bzw. ehemaligem Torfstandort),
- Vernässung der Graben- bzw. Torfstichumgebung,
- beginnendes Moorwachstum in der Umgebung von Gräben und Torfstichen (nicht untersucht; Vorkommen im UR möglich); später ggf. Durchströmung des Torfes),
- sukzessive Einebnung anthropogener Reliefunterschiede.

Damit wird die vierte Hypothese bestätigt: „**Unabhängig vom einzelmoorspezifischen Regenerationsverlauf lassen sich gemeinsame Grundmuster der Moorregeneration nachweisen**“.

5.5.5 Potenziale und Grenzen autogener Moorregeneration

Regenerationspotenzial und Regenerationsdisposition

Nach Abschluss einer autogenen Regeneration stellt sich ein Zustand ein, der je nach Moorstruktur und Umweltbedingungen durch eine Vergesellschaftung von Ökotoptypen unterschiedlichen Nässe- und Trophiegrades gekennzeichnet ist. Das „Vermögen“ hierzu wird im Folgenden als Ökotoptop- bzw. **Regenerationspotenzial** bezeichnet. Als gedachter Zustand lässt sich das Regenerationspotenzial anhand von Wasserbilanz und hydromorphologischer Struktur konstruieren (z. B. EDOM et al. 2007b). Eine Differenzierung ist auf verschiedenen Raumebenen möglich. Die Konzentration von Regenerationserscheinungen auf bestimmte Moor-teile verdeutlicht, dass es ein topisches Regenerationspotenzial gibt. Weist ein Einzelmoor unterschiedliche Standorte auf, besitzt es in seiner Gesamtheit ein chorisches bzw. moorspezifisches Regenerationspotenzial.

Die unterschiedliche Intensität bzw. Geschwindigkeit der Regenerationen im UR ist ein Indiz dafür, dass es eine struktur- bzw. einzelmoorspezifische „Bereitschaft“ gibt. Diese Bereitschaft hängt nicht nur vom Regenerationspotenzial ab, sondern z. B. auch von der konkreten Struktur der Grabensysteme und der Verfallgeschwindigkeit der Gräben. Sie wird im Folgenden als **Regenerationsdisposition** bezeichnet. Im Gegensatz zum hydrologisch und vegetationskundlich herleitbaren Regenerationspotenzial ist die Regenerationsdisposition schwer quantifizierbar, da oft weder Zeitpunkt der letzten Störung noch damaliger Ausgangszustand bekannt sind. Eine hohe Disposition weisen offensichtlich Laggs auf (Kap. 4.3.4, 4.5.4).

Regenerationspotenzial und Fläche autogener Regeneration in den Mooren des sächsischen Erzgebirges

Bislang wurde für einzelne Moore des UR ein konkretes Regenerationspotenzial ermittelt (vgl. EDOM et al. 2007a). Der Anteil dieser Moore an der Gesamtfläche von 8.500 ha Moor im UR wird auf 5 % geschätzt. Die vorliegenden Ergebnisse lassen darauf schließen, in welcher Fläche und mit welchem Regenerationsfortschritt eine Regeneration bereits zu Wiedervernässungen geführt hat. Sichtbare Regenerationserscheinungen existieren im UR auf 1 % und in den UG auf 12 % der Moorfläche (Kap. 4.5.4, 4.3.4). Die Diskrepanz zwischen beiden Flächenanteilen ist auffällig und nicht nur auf den höheren Schutzstatus bzw. die geringere Beeinflussung der Moore in den UG (> 30 % Moor in NSG) im Vergleich zur Gesamtheit der Moore im UR (10 % Moor in NSG, Datenbasis: Anlage B 4.6.1) zurückzuführen. Insbesondere bezüglich des UR dürfte der ermittelte Flächenanteil nur die „Spitze des Eisberges“ darstellen:

- Eine flächige Begehung aller 8.500 ha Moor und damit eine lückenlose Erfassung aller Regenerationsbereiche im UR waren nicht möglich.

- Soweit Grabenräumungen noch in jüngster Zeit durchgeführt wurden, konnten sich Regenerationsmerkmale selbst bei Mooren mit hoher Regenerationsdisposition nicht ausbilden. Dies betrifft UG und UR.

Die hohe Entwässerungsintensität (4.500 km bis 6.000 km Gräben) hat vermutlich in fast allen Mooren zu mehr oder minder starken Störungen geführt und vielerorts regenerative Prozesse initiiert. Der Anteil von Flächen mit relevantem Regenerationsfortschritt bzw. hoher Regenerationsdisposition kann damit im UR im zweistelligen Bereich liegen und lokal für Nutzer relevante Ausmaße annehmen, insbesondere bei hohen Mooranteilen im jeweiligen Bezugsraum. Bereiche, in denen auf Basis des heutigen Kenntnisstandes zumindest punktuell oder teilflächig Regenerationen auftreten können, nehmen ca. 2.200 ha ein (Kap. 4.5.4.5).

Grenzen der Regeneration

Aus den abiotisch und biotisch vorgegebenen Potenzialen leiten sich zugleich Grenzen der Regeneration ab. Räumliche Beschränkungen ergeben sich aus natürlichen oder anthropogenen Wachstumsgrenzen, die dauerhaft (Bäche, steile Hänge, siehe BEUG 2005; Torfstichkanten – in Kriegswiese bis 3 m hoch; Gräben – in Mothhäuser Haide bis 4 m tief) oder langfristig wirksam sind (intakte Randgräben, Kap. 4.3.4). Eine zentrale Stellung nehmen **hydro-morphologische Struktur und Wasserbilanz** ein. Sie bestimmen z. B., welchen Anteil nässegeprägte Vegetationstypen haben können und ob ein Moor überhaupt waldfrei sein kann (EDOM et al. 2007a). Die flächige degenerative Verformung der Torfkörper wird in Mooren oft nur ein lokales Moorwachstum zulassen, z. B. in Seitenkantenlaggs (Mothhäuser Haide, EDM & KEBLER 2006). Es handelt sich um irreversible Veränderungen, die nur durch ein langfristiges Moorwachstum, ggf. unter vorangehender weitgehender Degeneration, auszugleichen sind. Dass Grenzen auch klimatisch bedingt sein könnten, deutet im Erzgebirge der flächige Gehölzbewuchs nahezu ungestörter Moore (z. B. Brummeisenmoor) ebenso wie die geschichtliche Entwicklung der Moore an (Kap. 4.3.1, Abschnitt „Waldentwicklung“).

Anthropogene Stoffeinträge beeinflussen die Vegetation von Mooren in erheblichem Ausmaß. SO₂ schädigt *Sphagnum*-Arten, wie sich in vielen Regionen Europas (DÄSSLER & RANFT 1969, HUOPALAINEN et al. 2000, HOLDEN et al. 2007) und im UR nachweisen lässt. Die auffällige und frühzeitige Seltenheit von *Sphagnum magellanicum*, einem wichtigen Torfbildner im UR, könnte Folge langfristiger SO₂-Immissionen sein. Stickstoffverbindungen führen zu Verschiebungen im Artengefüge zugunsten euryöker, gering torfbildender Arten (vgl. LÜTT 1992). FRANZÉN (2006) diskutiert einen Schadstoffkomplex aus SO₂, Stickstoffverbindungen und Flugstäuben als Ursache für eine verstärkte Torfzersetzung und geringere Torfbildungsraten in naturnahen schwedischen Mooren. Kalkungen beeinträchtigen nachweislich *Sphagnum*-Arten (AHRENS 1995). Betroffen sind letztlich nicht nur die Arten selbst, sondern auch die von diesen Arten gebildeten Strukturen wie das Akrotelm und damit die Fähigkeit zum Moorwachstum bzw. zur Selbstregulation an sich.

Damit wird der Blick auf einen weiteren Faktor gelenkt – den **Mangel an ökosystemrelevanten Arten**. In ehemaligen Torfabbaugebieten wurden die Standorte solcher Arten unmittelbar zerstört. Je nach Abbautechnologie und Pflanzenart erfolgt die Wiederetablierung aus den vor Ort verbliebenen Diasporen (bei Torfstich) oder aus der Umgebung (bei Torffräsen) und

damit mehr oder minder schnell (POSCHLOD et al. 2007). Bei Entwässerung wirken langfristige Trockenheit und Ausdunkelung. Bei starker Degradierung verbleiben keine Refugien für Schlüsselarten (im UR *Sphagnum magellanicum*, vgl. Kap. 5.3). Ein selbstregulierendes Akrotelm im Sinne von TIMMERMANN et al. (2008) kann sich dann nicht oder nur sehr eingeschränkt einstellen. Andere Arten übernehmen die ökosystemare Funktion als Torfbildner dann flächig, aber auf einem niedrigeren Niveau (*Sphagnum capillifolium*) oder nur in kleinen, besonders nassen Bereichen (*Sphagnum fallax*). Das Regenerationspotenzial wird durch irreversible biotische Veränderungen eingeschränkt.

Die Wirkung eines **Faktorenkomplexes** aus Standortsdegradierung, Stoffeinträgen und nutzungsbedingt verminderter Artpräsenz kann durch Summation zu erheblichen Veränderungen im Ökosystem führen, selbst wenn einzelne Faktoren (Verlust einer Schlüsselart, Staubeinträge) unbedeutend oder gar nicht relevant erscheinen (vgl. EDOM 1999). Die Einschränkung des Artenbestandes mindert das abiotisch vorgegebene Regenerationspotenzial u. U. erheblich. Im ungünstigsten Fall bleibt bei Fehlen relevanter (produktiver) Torfbildner eine Sedentation aus. Tritt dies ein:

- führt eine torfstichinduzierte Regeneration nur zur lokalen Wiedervernässung in Senkenlagen (mit konvergentem Wasserstrom bzw. stagnierendem Wasser),
- ist eine grabeninduzierte Regeneration mangels Grabensedentation nicht möglich.

Bezogen auf den UR sind solche Extreme derzeit nicht nachzuweisen, zumal SO₂-Immissionen deutlich zurückgehen. Sie sind lokal aber möglich (Kalkeinträge). Jedoch ist anzunehmen, dass das standörtlich determinierte Regenerationspotenzial insbesondere im ehemals stark immissionsbelasteten Ost- und Mittelgebirge langfristig nicht ausgeschöpft werden kann, wenn wesentliche Torfbildner in vielen Mooren kaum noch vorkommen. Konsequenzen sind selbst bei maximaler Wiedervernässung:

- eingeschränktes Selbstregulationsvermögen, folglich
- stärkere Wasserschwankungen,
- größere Gehölzanteile und
- geringere Torfakkumulationsraten.

5.5.6 Bedeutung autogener Moorregeneration für Naturschutz und Forstwirtschaft

Moore können eine Vielzahl an Funktionen erfüllen (TIMMERMANN et al. 2008):

- Produktionsfunktion (z. B. Holz)
- Regulationsfunktion (z. B. Kohlenstoffbindung)
- Transformationsfunktion (z. B. Erziehung)
- Trägerfunktion (z. B. Baugrund)
- Informationsfunktion (z. B. Erholung)
- Optionsfunktionen (z. B. Reserven).

THOMASIU & SCHMIDT (1996) differenzieren für Wälder abweichend hiervon in Produktions-, Protektions- und Rekreativfunktion. Welche Funktionen realisierbar sind, hängt von der Degradationsstufe des einzelnen Moores ab. Im Sinne eines Ökosystemerhaltes können nur solche Nutzungen als **nachhaltig** angesehen werden, welche das Torfwachstum fördern bzw. den Torfkörper zumindest erhalten (TIMMERMANN et al. 2008). So sind ertragreiche

Wälder auf stark entwässertem Moor mit einer Kohlenstoffbindung durch Moorwachstum nicht vereinbar und auch nicht nachhaltig.

Um die Bedeutung der autogenen Moorregenerationen für Naturschutz und Forstwirtschaft herauszuarbeiten und Schlussfolgerungen abzuleiten, sind zwei Fragen zu beantworten:

- Welche Ziele verfolgen Forstwirtschaft und Naturschutz im Bereich der Moore?
- Welche Folgen hat für beide die Existenz der Moorregeneration im Kontext mit dem aktuellen Moorzustand?

Ziele von Naturschutz und Forstwirtschaft

In Anlehnung an TIMMERMANN et al. (2008) lassen sich funktionsbezogene Ziele eines Moor- bzw. Naturschutzes formulieren. Es handelt sich um Erhalt und Wiederherstellung moortypischer:

- Regulationsfunktionen (z. B. Stofffestlegung, Hochwasserpufferung),
- Biodiversität (z. B. Arten, Lebensgemeinschaften),
- natürlicher Prozesse (z. B. unbeeinflusste, spontane, selbstregulierende Prozesse),
- Aspekte der Lebensqualität (z. B. Erholung) und
- Produktionsfunktionen (z. B. moorspezifische, umweltverträgliche Landnutzung).

Welche Ziele priorisiert werden, hängt dabei vom hydrogenetischen Moortyp, aktuellen Moorzustand, normativen Prämissen und politischen Rahmenbedingungen ab.

In einer multifunktionalen Forstwirtschaft ergeben sich je nach ökologischen, ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen sowie betrieblicher Prioritätensetzung verschiedene Gewichtungen der produktiven, protektiven und rekreativen Funktionen in den einzelnen Raumebenen Bestand, Waldgebiet und Forstbetrieb (WAGNER 2004). Auf der Ebene des Forstbetriebes steht in den allermeisten Fällen die Holzproduktion im Vordergrund (Massen-, Qualitäts- oder Wertholz). Segregative Ansätze des Naturschutzes werden durch Kombination und Verbund integriert (SCHMIDT 1997, THOMASIU & SCHMIDT 2003). Eine extensive Nutzung („Wasserwälder“; JOOSTEN 2006) kann dem Erhalt des Moores an sich dienen, wenn sie intensive, lebensraumzerstörende Nutzungen ersetzt. Weitere Aspekte ergeben sich aus Klima- und Gewässerschutz, die gleichermaßen naturschutzfachliche und forstwirtschaftliche Anliegen sind.

Es existieren letztlich viele Überlagerungen in den Zielstellungen von Forstwirtschaft und Naturschutz (THOMASIU & SCHMIDT 2003). Die Folgen der autogenen Moorregeneration für beide sollen anhand der Kernbereiche „Produktion“ bzw. „Schutz“ und unter Einengung der Zielvielfalt beantwortet werden. Hierzu werden zunächst zwei mögliche, sektorale Ansätze analysiert:

- Erhalt und Förderung von moortypischen Arten, Lebensräumen und ökosystemaren Prozessen,
- gewinnorientierte Holzproduktion.

Folgen für das Ziel „Erhalt und Förderung von moortypischen Arten, Lebensräumen und ökosystemaren Prozessen“

Werden naturschutzfachliche Kriterien zur Abschätzung unmittelbarer Folgen der autogenen Moorregeneration herangezogen (SCHMIDT 2007), ergibt sich auf Basis der Diskussion in Kapitel 5.5.3 und 5.5.5:

- eine höhere **Vielfalt** an Moorstandorten insbesondere durch neue Nassbereiche und folglich
- eine Förderung bzw. abnehmende **Seltenheit und Gefährdung** moortypischer Arten und Lebensgemeinschaften,
- eine Annäherung an das natürliche Potenzial des Standortes, eine größere **Naturnähe** desselben sowie ein Wiedereintreten moortypischer ökosystemarer Prozesse, im günstigen Falle ein Wiedereinsetzen von Moorwachstum und Selbstregulation,
- eine erneute **Repräsentanz** von wachsenden Mooren bzw. Initialen des Moorwachstums, die in der Kulturlandschaft aktuell kaum vorkommen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht bedeutet dies eine Verbesserung des Moorzustandes bzw. eine Annäherung an das formulierte Ziel. Wird die naturschutzfachliche Bedeutung der autogenen Regeneration in Bezug auf den aktuellen Moorzustand im UR beurteilt, muss diese Aussage allerdings eingeschränkt werden:

- In Anbetracht des aktuell geringen Flächenanteils von Moorbereichen mit Regenerationsmerkmalen (UR 1 %, UG 12 %, Kap. 5.5.5) und langer Regenerationszeiträume (Kap. 5.5.4) wird sich der Zustand der Moore auf lange Sicht wenig verbessern.
- Regenerationsbereiche befinden sich häufig in Schutzgebieten, werden als Schutzgut bisher allerdings kaum gewürdigt (Kap. 4.6.3).
- Regenerationen führen gegenwärtig vor allem zu einer flächenmäßigen Ausweitung von nässegeprägten Waldtypen (zu Lasten der weniger seltenen und weniger gefährdeten Waldtypen frischer bis feuchter Standorte! Kap. 4.6, 5.2) und mesotraphenten Offenlandgesellschaften, wobei sich der Schwerpunkt der Zunahme auf geringmächtigen Zwischenmooren befindet. Eine Regeneration oligotraphenter Offenlandgesellschaften auf Armmooren konnte unter den Bedingungen des UR nur punktuell nachgewiesen werden. Allerdings sind auch hier größere Potenziale vorhanden (Mothhäuser Haide).
- Natürlich waldfreie Armmoorbereiche (Großer und Kleiner Kranichsee) existieren nur noch kleinstflächig. Schütterer Gehölzbewuchs ist Zeichen einer verminderten Nässe, Regenerationsmerkmale fehlen. Die hier vorkommende Bunttorfmoosgesellschaft ist damit einerseits hochgradig gefährdet, hat andererseits eine bedeutende und unbedingt erhaltungswürdige Refugialfunktion (*Carex limosa*, *Drosera anglica*, *Sphagnum fuscum* etc., Kap.5.3).
- Anthropogene Stoffeinträge und Mangel an Schlüsselarten setzen der Regeneration Grenzen (Kap.5.5.5).

Moorstandorte im UR unterliegen überwiegend einem aeroben Abbau. Ihre Existenz ist nicht nachhaltig gesichert. **Autogene Regenerationsprozesse werden auf absehbare Zeit nicht zu einer wesentlichen Minderung degenerationsbedingter Defizite beitragen können.**

Dies unterstreicht die häufig getroffene Einschätzung, dass Moore schwer wieder herstellbar sind (vgl. SCHOPP-GUTH 1999). Auch wenn in Einzelfällen Regenerationsprozesse bereits heute erhebliche Bedeutung erlangen können (Mothhäuser Haide, Wildenhainer Bruch, Zadtitzbruch), ist angesichts des aktuellen Moorzustandes die **dringliche Notwendigkeit umfangreicher Maßnahmen zur Moorrestauration im gesamten UR** offensichtlich.

Weiterhin zeigt der im Vergleich zum gesamten UR relativ hohe Anteil von nassen Armmooren in NSG, dass sich die Schutzbemühungen bislang auf oligotrophe, meist mächtige Moorstandorte und deren Gesellschaften konzentrieren (Kap. 4.6, Kap.5.3). Dies ist in Anbetracht der hier vorkommenden Schutzgüter begründet. Das Vorkommen von seltenen und gefährdeten Arten und die auf Grund von hohem Regenerationspotenzial und -disposition perspektivisch günstige Entwicklung belegen, dass mesotrophe, geringmächtige Moorstandorte naturschutzfachlich von Interesse sind. Positiv sind Kohärenzeffekte zu bewerten (vernässende, lineare Laggbereiche im UG Deutscheinsiedel). Zwischenmoore und deren Lebensgemeinschaften stellen wichtige, derzeit unzureichend berücksichtigte Schutzgüter dar.

Das Beispiel der Mothhäuser Haide beweist, dass eine autogene Moorregeneration auch in stark degenerierten Mooren abläuft. Folglich muss in solchen Mooren auch eine **Moorrestauration** möglich sein. Wenn hinreichend bekannt ist, unter welchen Bedingungen eine Regeneration stattfindet und wie sie abläuft, können Regenerationspotenzial und Regenerationsdisposition auf topischer wie chorischer Ebene ermittelt werden. Die Entwicklung wissenschaftlich fundierter Leitbilder (aus hydrologischer Sicht: EDOM et al. 2007a) und eine gezielte Entwicklung durch Maßnahmen sind ebenso möglich, wie eine höhere Erfolgsquote und eine höhere Effizienz beim Einsatz begrenzter finanzieller und personeller Ressourcen.

Folgen für das Ziel „gewinnorientierte Holzproduktion“

Erlöse lassen sich je nach Standort und dazugehörigem, nutzbaren Baumartenpotenzial aus Erzeugung und Absatz von Massen-, Qualitäts- oder Wertholz erzielen (z. B. Erlenwertholzproduktion auf feuchten Reichmooren; SCHÄFER & JOOSTEN 2005). Um mit der Produktion von Holz **Gewinn** zu erzielen, müssen die Erlöse aus dem Holzverkauf größer sein als alle betrieblich für die Holzherzeugung nötigen Aufwendungen, u. a. Grabenräumung, Wegebau, Waldverjüngung, Waldpflege, Holzbergung und -transport, Verwaltung (zur Analyse rentabler Bewirtschaftung eutropher Moore siehe SCHÄFER & JOOSTEN 2005). Der Gewinn soll zudem dauerhaft erzielt werden, weshalb **Nachhaltigkeit** eine weitere Prämisse ist. Bei enger Auslegung beschränkt sich eine „klassische“ forstliche Nachhaltigkeit darauf, dass nachfolgenden Generationen rechnerisch im Bereich größerer Nachhaltseinheiten (z. B. Forstbetrieb) ein gleicher oder höherer Holz- bzw. Geldertrag möglich ist (vgl. THOMASIU & SCHMIDT 1996). Dies erfordert einen Erhalt der naturalen Grundlagen, also mindestens ein gleich bleibendes Ertragsvermögen des Standortes und damit des Waldbestandes.

Auswirkungen der autogenen Moorregeneration auf die Holzproduktion aus der vernässungsbedingten **Standortsdrift**, die innerhalb langer Produktionszeiträume von mehr als 100 Jahren wirksam ist:

- Je nach Regenerationsfortschritt (Phasen siehe Kap. 5.5.4) kommt es bei ausbleibenden Eingriffen zu einer Minderung des Holzzuwachses, einer Beeinträchtigung der Vitalität einzelner Bäume bis hin zum Absterben, zu einer erhöhten Disposition gegenüber abiotischen und biotischen Schäden (bei *Picea abies* forstsanitär problematisch: Borkenkäferkalamitäten), vorzeitigen, unrentablen Zwangsnutzungen und zum Verlust ganzer Waldbestände (Sturmereignis Kyrill; SMUL 2007b). Es besteht ein erhöhtes **Ausfallrisiko**, aus dem **verminderte Erlöse** resultieren.
- Wird eine regelmäßige Stabilisierung (z. B. Grabenräumung) vorgenommen, resultieren daraus **erhöhte Kosten**.
- Beide Fälle führen zu einer **Minderung des Gewinns bis hin zu finanziellen Verlusten**.

Diese Auswirkungen sind letztlich Folge der Anpassung eines für intensive Bewirtschaftung ungeeigneten Standortes an eine nicht standortgerechte Bestockung.

Bislang wurden vor allem Armmoore mit größerer Torfmächtigkeit (> 0,8 m) von der Forsteinrichtung als Grenzstandorte für eine Waldbewirtschaftung bewertet (SCHINDLER et al. 2005b, 2008). Die aktuelle Konzentration von Regenerationserscheinungen auf Zwischenmoore mit geringer Torfmächtigkeit und mineralische Nassstandorte zeigt, dass auch hier starke, wenn auch meist lokale Einschränkungen für eine Bewirtschaftung herrschen können. Teils handelt es sich um Grenzstandorte für Wald bzw. um potenziell waldfreie Bereiche. In diesem Falle fehlen geeignete naturale Grundlagen für eine Bewirtschaftung.

Soweit Regenerationsmerkmale auftreten, ist es möglich, unter Abschätzung der betrieblichen Gesamtsituation Entscheidungen für oder gegen Wirtschaftsmaßnahmen zu treffen.

Wissensdefizite

Die vorgenommenen Untersuchungen verdeutlichen Wissensdefizite, die insbesondere für eine forstliche Nutzung mit folgenreichen Risiken und Unwägbarkeiten verbunden sind, aber ebenso eine gezielte Nutzung durch den Naturschutz verhindern:

- Eine flächendeckende Erhebung und Darstellung von Regenerationsmerkmalen und eine Ermittlung von Regenerationspotenzialen fehlen.
- Die verfügbaren Standortskarten geben nur die aktuellen Eigenschaften des Standortes wider. Eine Codierung für sehr nasse, waldfriendly Standorte fehlt.
- Die Standortskarten dokumentieren auf Grund der Standortdrift in vielen Fällen einen historischen (waldfähigen) Zustand.
- Wie die Erfahrungen in den UG zeigen, dokumentieren gebräuchliche Kartensysteme (z. B. TK10, forstliche Grundkarte) oft nur die markanten Hauptgräben und dies auch nicht lagegenau. Das gesamte Grabensystem (im UR 4.500 bis 6.000 km) als ein wichtiger Standortfaktor ist nur ansatzweise erkennbar. Einzelne Gräben sind oft nicht oder schwer identifizierbar.
- Die Prozesse und Faktoren der Grabenverlandung sind allenfalls in Teilen bekannt und kaum durch konkrete Untersuchungen zum Verlandungsfortschritt (Stratigraphie, Sukzession von Arten, zeitliche Dimension) untersetzt, so dass eine Modellierung und Vorhersage des Wirkungsverlustes von Gräben nicht möglich ist.

- Ohne Identifizierbarkeit einzelner Gräben, ohne Kenntnis des Grabenzustandes und ohne Modellierung der Verlandungsprozesse sind Zustand und Entwicklung der Gräben nicht abschätzbar.

Schutz autogener Regeneration als gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft

Die vorangehenden Ausführungen unterstreichen, dass es viele Berührungspunkte gibt. Forstlich betrachtet sind Regenerationsbereiche meist Risikostandorte und oft Ausschlussflächen für eine produktionsorientierte Bewirtschaftung, während naturschutzfachlich gerade hier hohe Potenziale für eine Moorentwicklung und die Realisierung von Naturschutzzielen zu erkennen sind. Die Frage eines Nutzungskonfliktes stellt sich damit zumindest theoretisch nicht. Vielmehr kann der Waldeigentümer solche Flächen ohne Verluste, aber mit einem Gewinn an Reputation in seinen Forstbetrieb integrieren. Praktisch verfügen jedoch weder Forstwirtschaft noch Naturschutz über geeignete Datengrundlagen, um

- hinreichend genaue Zielvorstellungen für Regenerationsbereiche zu definieren und damit das Risiko von Misserfolgen zu minimieren,
- eine ungewollte Schädigung der Regenerationsbereiche und damit Konflikte zu vermeiden, insbesondere, wenn es sich um eine beginnenden Regeneration handelt, die noch nicht zur Ausbildung eines schutzwürdigen Biotoptyps geführt hat,
- eine gezielte Förderung aktueller oder potenzieller Regenerationsbereiche vorzunehmen.

Damit kann die fünfte Hypothese bestätigt werden: **„Autogene Regenerationsprozesse in Mooren sind für Forstwirtschaft und Naturschutz bedeutsam, werden derzeit jedoch nicht ausreichend berücksichtigt.“**

Das Problem einer unzureichenden Berücksichtigung lässt sich zum beiderseitigen Nutzen beheben, wenn Regenerationsbereiche lokalisiert und im Sinne einer multifunktionalen Forstwirtschaft auf betrieblicher Ebene sowie Funktioneneinschränkung auf lokaler Ebene (WAGNER 2004) bzw. einer Segregation (SCHMIDT 2007) gezielt gefördert werden. Einen geeigneten Rahmen würde im UR die gemeinsame Erarbeitung einer Moorschutzstrategie und deren Umsetzung bieten.

5.5.7 Schlussfolgerungen zum Umgang mit Regenerationsflächen im Wald

Autogen regenerierende Moore sind ein hochwertiges Schutzgut in Landschaften, die kaum noch wachsende Moore aufweisen (vgl. auch WAGNER 2006). Schlussfolgerungen werden im Folgenden für Forstwirtschaft und Naturschutz separat gezogen. Da beide in verschiedenem Maß über Flächen, personelle und finanzielle Ressourcen sowie forstliches bzw. moorspezifisches Fachwissen verfügen, sollte dem Schutz von Regenerationsprozessen und -bereichen zukünftig eine abgestimmte Handlungsstrategie und ein gemeinsames Handeln zugrunde liegen.

Schlussfolgerungen aus naturschutzfachlicher Sicht

Die naturschutzfachlichen Auswirkungen einer autogenen Regeneration entsprechen in vielfältiger Hinsicht den moorspezifischen Zielen des Naturschutzes. Autogene Regeneration ist schutzwürdig. Als Schutzgut weist sie die Besonderheit auf, veränderlich zu sein. Hervorzuheben ist die Empfindlichkeit von Moorökosystemen und Moorwachstum gegenüber Störungen. Veränderlichkeit und Empfindlichkeit erfordern eine dynamisch-abschirmende Naturschutzstrategie (SCHMIDT 1997). Folgende Handlungsoptionen ergeben sich:

- Flächen mit einem hohen Regenerationspotenzial (bewaldete nasse Moore, Offenmoore) sollten mit geeigneten Verfahren ermittelt und in Karten dokumentiert werden. Sie sind planungsrelevant und als Vorbehaltsflächen naturschutzfachlich zu entwickeln.
- Flächen mit Vorkommen von Regenerationserscheinungen (Grabenverlandung, Verässsung in der Fläche) sind durch Geländebegehung zu erfassen, zu dokumentieren und in geeigneter Weise zu schützen (je nach Ausprägung, Fläche und räumlicher Einbettung: geschütztes Biotop, FND, NSG) und durch geeignete Maßnahmen ggf. zu fördern.
- Sind in FND und NSG Regenerationsprozesse nachweisbar, sollten diese Prozesse als Schutzgut im Schutzzweck verankert werden. Die Fixierung statischer Ziele und Schutzgüter (Phytozönose-, Biotop-, FFH-Lebensraumtypen) reicht nicht aus, um dem Aspekt eines dynamischen Ökosystems mit sich verändernden Lebensgemeinschaften gerecht zu werden.
- Je nach Fläche des Regenerationsbereiches, standörtlicher und hydromorphologischer Situation sowie Besitzverhältnissen ist Vielfach ist ein Prozessschutz angemessen (z. B. Totalreservate).
- Es sollte nicht zugelassen werden, dass durch Stoffeinträge und Artenverlust eine Schädigung der Moorökosysteme und eine Begrenzung des Regenerationspotenzials eintritt (Kap. 5.5.5). Maßnahmen können hierzu in vielfältiger Weise ergriffen werden. NO_x -, SO_2 - und Staubeinträge sind durch den Einbau von Filtern zu vermeiden. Emittenten sollten nicht in der Nähe von Moorgebieten etabliert werden (z. B. Neubau von Fernverkehrsstraßen), insbesondere wenn es sich um naturnahe Moore mit Vorkommen vieler moortypischer Arten und Schlüsselarten handelt. Pufferzonen dienen dem Schutz vor Stoffeinträgen aus der unmittelbaren Umgebung (Kalk).
- Die Grenzen von Moorregeneration und folglich auch Moorrestaurierung sind langfristig vor allem abiotisch determiniert. Torfverlust und entwässerungsbedingte Reliefverformung gehören zu den irreversiblen Veränderungen, die nur mit hohem öko-technischem Aufwand zu beseitigen sind. Es gilt, solche Veränderungen zu vermeiden (Neuanlage und Unterhaltung von Gräben / Wegen). Große Stromlängen und die Anbindung von EZG sind entscheidend für den Moorzustand. Grabenverbau oder -verfüllung dürfen nicht nur auf die lokale Anhebung des Grundwasserstandes abzielen, sondern müssen primär die Wiederherstellung einer weiträumigen hydraulischen Durchgängigkeit anstreben. Wasserbarrieren sind zu öffnen (Durchlässe in Wegen, Verzicht auf Wege). Darüber hinaus zeigt der hohe Anteil meist abgetrennter Einzugsgebiete ein bedeutendes Potenzial für die Moorrestaurierung, selbst bei einer Minderung der klimatischen Wasserbilanz infolge eines Klimawandels.

Ggf. sollte über die künstliche Etablierung von Schlüsselarten (*Sphagnum magellanicum*) nachgedacht werden.

- Lebensräume waldfreier Moore sind in Anbetracht ihrer defizitären Situation und ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung im UR bevorzugt zu fördern (siehe auch EUROPEAN COMMISSION 2007, S. 112, Pkt. 4).
- Um eine Moorrestaurierung effektiver zu gestalten, ist das Wissen zur autogenen Moorregeneration zu vertiefen. Auch aus diesem Grund sollten herausragende Beispiele autogener Regeneration als Referenzobjekte in Prozessschutzgebieten (z. B. Totalreservaten) soweit möglich vor jeglichen Maßnahmen – inklusive naturschutzfachlich motivierten – und anderen anthropogenen Einflüssen strikt abgeschirmt werden. Nur dann lässt sich ein ungestörter Prozessablauf dokumentieren und analysieren. Die Interpretation komplexer ökosystemarer Prozesse und Erscheinungen wird erleichtert. Sind Eingriffe unausweichlich, sollte eine genaue Dokumentation des Eingriffes erfolgen (z. B. bei forstsanitärer Entnahme von borkenkäferbefallenen Fichten, vgl. KRAUSE & EISENHAUER 1999). Als repräsentative Beispiele sind großräumige Moore mit hoher Regenerationsdisposition geeignet. Sinnvoll ist die Repräsentanz von regenerierenden Mooren verschiedener hydrogenetischer und hydromorphologischer Ausprägung sowie von verschiedenen Regenerationstypen und -phasen. Die Anlage von geeigneten Dauerbeobachtungssystemen ist nötig.

Schlussfolgerungen aus forstwirtschaftlicher Sicht

Das Regenerationspotenzial kann je nach Mooranteil und naturräumlichen Rahmenbedingungen stark variieren und ggf. betrieblich relevant sein. Es sollte für alle mineralischen und organischen Nassstandorte ermittelt und in Standortskarten wiedergegeben werden. Geschieht dies nicht, kann zur Minimierung von Risiken und Ausfällen nur eine starke Extensivierung empfohlen werden (im UR auf 8.500 ha Moor!).

Treten Regenerationsmerkmale (Kap. 3.2.4) auf, ist sofortiges Handeln erforderlich. Wurde ein hohes Regenerationspotenzial ermittelt, ohne dass Regenerationsmerkmale sichtbar werden, können langfristige Maßnahmen ergriffen werden.

Zu empfehlen sind:

- Zielprüfung und Zielanpassung (u. a. Behandlungsziel, Bestockungszieltyp) unter Abwägung von Kosten und Nutzen unter Einbeziehung des Produktionsrisikos,
- Extensivierung (= Minimierung aller Aufwendungen) bzw. ersatzlose Aufgabe des Zieles Holzproduktion; Einstufung in die Betriebsklasse „Wirtschaftswald in außerregelmäßigem Betrieb“ (a. r. B), wie im Falle unproduktiver Armmoorbereiche durch die Forsteinrichtung oft praktiziert (SCHINDLER et al. 2005b, 2008); oft ist Arrondierung mit angrenzenden a. r. B-Bereichen auf Armmoor möglich,
- Akzeptanz von Störungen, die mit instabilen Waldbeständen verbunden sind,
- bei Vorhandensein von Regenerationsmerkmalen und hohem forstsanitärem Risiko kurzfristige Entnahme von *Picea abies*,

- bei Fehlen von Regenerationsmerkmalen und beschränktem Regenerationspotenzial (Standort bleibt waldfähig) ggf. langfristiger Waldumbau mit Baumartenwechsel je nach Regenerationspotenzial und Trophie des Standortes (*Betula pubescens*, *Pinus sylvestris* [beide standortsbedingt flachwurzeln!], *Alnus glutinosa*, *Abies alba*; plenter- oder femelartige Strukturen),
- bei Fehlen von Regenerationsmerkmalen und hohem Regenerationspotenzial (Standort zukünftig nicht waldfähig) langfristige Entnahme der Bestockung, Verzicht auf Kunstverjüngung,
- langfristige Anpassung gefährdeter Infrastruktur (Ausbau alternativer Abfuhrwege),
- temporäre Unterhaltung von Schutzgräben für wertvolle Altbestände und dauerhafte Unterhaltung für unverzichtbare Wege.

In Abhängigkeit von den trophischen und hygrischen Bedingungen ist die Etablierung von „Wasserwäldern“ (SCHÄFER & JOOSTEN 2005) denkbar. *Alnus glutinosa* als mögliche Baumart erfordert allerdings nicht überstaute, trophisch kräftige bis reiche Moore, um eine rentable Bewirtschaftung zu ermöglichen (im UR nur max. 9 % der Moorfläche).

Nach den Kriterien der „Guten fachlichen Praxis“ in der Forstwirtschaft (GfP; WINKEL et al. 2005, S. 199) sollte aus Gründen des „Standörtlichkeitsprinzips“ eine Neuanlage von Entwässerungseinrichtungen nicht vorgenommen werden. Mit Rücksicht auf ein sich ergebendes ökonomisch-ökologisches Konfliktpotenzial wurde hiervon die Pflege bestehender Einrichtungen ausgenommen. Die eigenen Untersuchungen zur autogenen Moorregeneration verdeutlichen, dass bezüglich der Grabenpflege eine Korrektur der GfP-Kriterien erfolgen sollte. Moorregeneration führt zur Wiedereinstellung der „charakteristischen, standörtlich natürlichen Ertragskraft“. Grabenpflege widerspricht in diesem Fall dem „Prinzip der Standörtlichkeit“ und ist zu unterlassen. Ein ökonomisch-ökologisches Konfliktpotenzial besteht aus Sicht des Autors nicht, da autogen regenerierende Moore Ausschluss- bzw. Risikostandorte für eine Holzproduktion sind.

Weitere Restriktionen ergeben sich aus der schweren Bewirtschaftbarkeit von Weichböden. So wirken Fahrspuren wie Entwässerungsgräben, weshalb nur der Einsatz angepasster Forsttechnik und eine Nutzung bei gefrorenen Böden möglich sind.

Eine ökologisch nachhaltige Bewirtschaftung (THOMASIU & SCHMIDT 1996) ist letztlich nicht ausgeschlossen, setzt allerdings ein fundiertes und allseitig schlüssiges Konzept voraus. Seine Umsetzung ist nur sinnvoll, wenn auch waldbauliche und ökonomische Ziele über sehr lange Zeiträume nachhaltig und konsequent verfolgt werden.

6 Zusammenfassung

Ziel vorliegender Arbeit ist, zu analysieren und zu beurteilen, in welchem Umfang autogene Moorregeneration nach anthropogenen Störungen auftritt, welche Voraussetzungen sie erfordert und welche Prozesse von Bedeutung sind. Die Einbettung der untersuchten Moore in bewirtschaftete Wälder erfordert es, neben der naturschutzfachlichen, die forstwirtschaftliche Relevanz der Ergebnisse zu prüfen.

Die Versuchsanlage umfasst verschiedene räumliche Skalenebenen und Zeitabschnitte. Untersuchungsraum ist das sächsische Erzgebirge, in dem sich fünf Untersuchungsgebiete befinden. Wichtige Aspekte zur Moorgesichte der Untersuchungsgebiete werden auf Basis von Archiv- und Literaturrecherchen ermittelt. Der aktuelle Moorzustand wird anhand vegetationskundlicher und standörtlicher Untersuchungen bewertet. Langzeitbeobachtungen auf Dauerflächen dienen dem Nachweis von Sukzessionsprozessen und den sie beeinflussenden Umweltfaktoren. Regenerationsprozesse werden anhand von Regenerationsmerkmalen, die eigens für diese Zwecke erarbeitet wurden, lokalisiert und im Kontext mit dem aktuellen Moorzustand und mit den Erfordernissen von Naturschutz und Forstwirtschaft interpretiert.

Das Aufnahmematerial lässt die Differenzierung von 28 ranglosen Vegetationstypen zu, die anhand von Artengruppen und Zeigerwerten charakterisiert und als Kartiereinheiten zur flächigen Bewertung der Moore hinsichtlich Feuchte und Trophie verwendet werden. Syntaxonomisch sind nur wenige Vegetationsaufnahmen dem *Pino mugo*-Sphagnetum zuzuordnen. Phytozönosen bewaldeter, nasser Standorte gehören zum *Vaccinio-Pinetum rotundatae* und *Vaccinio-Piceetum* (Armmoor) sowie zur *Carex fusca*-*Betula pubescens*-Gesellschaft (Zwischenmoor, mineralische Nassböden). Bewaldete, frische bis feuchte Standorte werden von der *Betulion pubescentis*-Basalgesellschaft (Armmoor) und der Subassoziation *Calamagrostio villosae-Piceetum sphagnetosum* (Zwischenmoor, mineralische Nassböden) besiedelt. Quellwassergeprägte Reichmoore sind Standorte der *Alnion*-Basalgesellschaft.

Die Moorfläche im Untersuchungsraum wird auf 8.500 ha geschätzt. Überwiegend handelt es sich um flachgründige, mesotroph-saure Moore. Jedes Moor weist eine spezifische Merkmalskombination auf (Fläche, Torfmächtigkeit, Feuchte, Trophie, hydromorphologische Struktur, Hangwasserspeisung, Anteile Vegetationstypen, anthropogene Störungen) und ist deshalb individuell zu bewerten. Entwässerungen (4.500 km–6.000 km Gräben) und Torfstiche haben zu einer starken Degeneration geführt. Folge sind Dominanz von Moorwäldern, Seltenheit der Bunttorfmoosgesellschaft, moortypischer Arten und nässegeprägter hydromorphologischer Strukturen sowie Mangel ökosystemrelevanter Schlüsselarten. Viele Moorstandorte unterliegen einem aeroben Abbau. Ihre Existenz ist nicht nachhaltig gesichert. Den höchsten Anteil von Pflanzenarten der Roten Liste Sachsens weisen Armmoore und hier wiederum nasse Ausprägungen der Moorwälder sowie waldfreie Gesellschaften auf. Eine differenziertere Bewertung von Seltenheit und Gefährdung der Phytozönosetypen auf Moor ist sinnvoll. Phytozönosen nasser Standorte sind bevorzugt zu schützen und zu entwickeln.

Dauerflächenuntersuchungen in Mothhäuser Haide und Kriegswiese sowie Vergleiche mit Vegetationsaufnahmen aus den 1930er Jahren belegen teils gravierende Umweltveränderungen. Baum- und Mooschicht wurden durch SO₂-Immissionen bis in die 1990er Jahre

beeinträchtigt, regenerieren sich aber derzeit. Kalkungsweisende Arten kommen seit den 1990er Jahren vor. Räumlich differenzierte Vernässungs- und Austrocknungsprozesse sind nachweisbar. Graben- und Torfstichverlandung bewirken Vernässungen in der Moorfläche, kenntlich an der Zunahme meso- und oligotropher Nässezeiger.

Im Untersuchungsraum tritt graben- bzw. torfstichinduzierte Regeneration auf. Typische Regenerationserscheinungen sind verlandete Gräben und Torfstiche, Dominanz von Nässezeigern, Auflichtung und Absterben von Waldbeständen. Autogene Regeneration kommt selbst in stark degenerierten Mooren vor. Regenerationsbereiche sind häufig, aber selten großflächig. Je nach Bezug (Untersuchungsraum bzw. Untersuchungsgebiete) sind aktuell 1 % bzw. 12 % der Moorfläche betroffen. Der meist mesotrophe Charakter von Wiedervernässungen wird in geringmächtigen Mooren durch die Nähe des mineralischen Untergrundes sowie minerotrophes Hangwasser und in mächtigen Mooren durch zeitweilig erhöhte Nährstoffverfügbarkeit hervorgerufen. Eine erhöhte Regenerationsdisposition tritt bei konvergentem Wasserstrom, großer Stromlänge, geringer Neigung und gekammerten Torfstichen auf. Lokale Prozesse der Erosion, Bildung von Fließhindernissen, degenerativen Reliefveränderung, Sedimentation und Sedentation beeinflussen das Unwirksamwerden von Gräben. Die Etablierung von torfbildender Vegetation nimmt eine Schlüsselstellung ein (insbesondere *Sphagnum fallax*). Es können verschiedene Stufen eines diskontinuierlichen Regenerationsfortschritts unterschieden und in bisher bekannte Prozessabläufe eingeordnet werden. Häufigkeit und Flächenverhältnis initialer und fortgeschrittener Regeneration legen nahe, dass Regenerationsprozesse auf weitaus größerer Fläche ablaufen, ebenso wie aktuelle Regenerationsbereiche, jedoch meist nicht erkannt werden. Regeneration führt zu einer Standortsdrift, zu einer Förderung moortypischer Arten, einem Rückgang an Entwässerungszeigern und zur Torfbildung bis hin zur Nivellierung anthropogen verformter Torfkörper. Das Regenerationspotenzial ist abiotisch vorgegeben. Irreversible Veränderungen der hydromorphologischen Struktur durch Entwässerung oder Torfabbau setzen der Regeneration Grenzen. Anthropogene Stoffeinträge und Mangel an botanischen Schlüsselarten bewirken weitere Einschränkungen.

Soweit eine rentable Holzproduktion Ziel ist, stellen autogen regenerierende Moore schwer bis nicht bewirtschaftbare Standorte dar, die aufgrund von Standortsdrift und lokaler Gehölzfeindlichkeit ein hohes Produktionsrisiko bergen. Verminderte Erlöse (bei Schadenseintritt) oder erhöhte Kosten (bei Schadensvermeidung) können resultieren. Naturschutzfachlich sind Regenerationsprozesse eine Chance und ein wichtiges Schutzgut, da sie zu höherwertigeren Lebensräumen führen. Statischer Schutz wird dem Prozesscharakter nicht gerecht. Bei fortgeschrittener Regeneration erübrigen sich kostenintensive Eingriffe. Nicht regenerierende Bereiche mit hohem Regenerationspotenzial sowie Initialstadien sind effizient zu fördern. Die starke Degeneration der Moore im Untersuchungsraum begründet bei geringem Anteil aktueller Regenerationsbereiche hohen Handlungsbedarf einschließlich eines abschirmenden Schutzes sowie effizienter Kontrolle. Geeignete Datengrundlagen zur Lokalisierung von Flächen mit hohem Regenerationspotenzial fehlen weitgehend, weshalb eine diesbezügliche Risikominimierung (Forstwirtschaft) oder eine Chancennutzung (Naturschutz) aktuell kaum möglich ist. Durch Kartierung (Regenerationsbereiche) und hydrologische Modellierung (Bereiche mit hohem Regenerationspotenzial) kann dieses Defizit in absehbarer Zeit behoben werden.

7 Thesis for the Dissertation

Autogenous Regeneration Phenomena in Peatland Forests of Erzgebirge Mountains and their Importance for Peatland Protection and Development

The objective of the dissertation consists in analyzing and assessing the extent of autogenous peatland regeneration subsequent to anthropogenic disturbances, and determining the preconditions required and the processes of importance. The objects of the investigation are mainly embedded in forest landscapes. The relevance of the findings for forestry and nature conservation has to be examined.

The experimental set-up comprises various spatial scales and time periods. In the study area Saxon Erzgebirge Mountains are located five study sites (“Deutscheinsiedel“, „Kriegswald“, „Kühnhaide“, „Mooshaide near Marienberg“, „Kriegswiese“; 30 peatland bodies, 670 ha of peatland), in which detailed analyses take place. Important aspects of the history of the peatlands of the study sites are determined based on an archive and literature assessment. The actual peatland condition is evaluated, using vegetation-related and site-related investigations. Long-term observation on permanent plots, serve to prove succession processes and the environmental factors influencing them. Regeneration processes are pinpointed by means of regeneration characteristics, which were elaborated just for this purpose, and interpreted in the context of the actual peatlands condition and the requirements of nature conservation and forestry.

Vegetation types

1. The material surveyed allows for distinguishing between 28 vegetation types without any ranking. Six associations and communities of the forests of equal ranking have been evidenced. The vegetation types were characterized based on species groups and indicator values and used as mapping units for evaluating by areas the peatlands for moisture and trophy. Their indicator value concerning the thickness of the peat layer is low. Parts of the surveyed material reveal a species combination typical of liming.
2. The syntaxonomic classification of vegetation types coined by woody plants shows that only few vegetation surveys can be allocated to the *Pino mugo-Sphagnetum*. Phytocoenoses of forest-covered, wet sites belong to the associations *Vaccinio-Pinetum rotundatae* and *Vaccinio-Piceetum* (on raised bog) as well as to the *Carex fusca-Betula pubescens*-community (on fens, mineral wetlands, in lags, peat cuttings that were left open). Forest-covered, fresh to moist sites are colonized by the *Betulion pubescentis*-basal community) (on raised bog) and the subassociation *Calamagrostio villosae-Piceetum sphagnetosum* (on fens, mineral wetlands, thick peatlands strongly supplied with slope water). The eutrophic peatlands characterized by spring water belong to the *Alnion*-basal community.

Condition of the peatland

3. The area of the peatlands occurring in the study area are an estimated 8.500 hectares. Mainly, shallow, mesotrophic-acid peatlands are referred to. In the zone of the raised bogs only a very low proportion has still a groundwater level close to the surface.

4. Each peatland appears to have a specific combination of characteristics (area, peat thickness, moisture, trophy, hydromorphological structure, slope water feeding, proportions of vegetation types, anthropogenic disturbances), and therefore has to be evaluated individually.
5. The peatlands of the study area are considerably changed due to interferences in the water regime. Long-term and intensive drainage (for about 200 years; ditches from 4.500 km to 6.000 km in length) and peat cuttings have caused heavy degeneration. Many peatlands sites are subject to an aerobic degradation. Their existence is not safe in a sustainable way.
6. Other consequences of degeneration are dominance of peatland forests, rarity of *Pino mugo*-*Sphagnetum* (mainly only the Kleiner Kranichsee), of bog-typical species (*Andromeda polifolia*, *Vaccinium oxycoccos*) and of wetness-bound hydromorphological structures (lags, hollows, flat rills) as well as the lack of ecosystem relevant key species, which are capable of peat formation and which have a potential for developing specific, self-regulating features of the acrotelm (e.g. *Sphagnum magellanicum*).
7. The highest proportion of plant species of the Red List of Saxony is found in raised bogs and in them in turn wet formations of the peatland forests as well as non-forest communities. A differentiated evaluation of rarity, hazard and worthiness of protection of the phytocoenosis types on peatland appears to be reasonable. According to nature conservation phytocoenoses of moist sites should be given priority for protection and development.

Comparisons of time periods

8. Investigations on permanent plots in Mothhäuser Haide and on Kriegswiese as well as comparisons with vegetation surveys dating from the 1930ies give evidence of partly serious environmental changes: tree and moss layer were impaired due to SO₂ up to the 1990ies and are currently regenerating. Liming indicator species have been occurring since the 1990ies.
9. Processes of repeated wetting and desiccation have been evidenced and differ from place to place. Filling of ditches and peat cuttings through sedimentation leads to repeated wetting in the peatland, which can be ascertained by increased meso- and oligotrophic moisture indicators.

Autogenous regeneration phenomena

10. In the study area regeneration is obvious, that is induced by ditches and peat cuttings, respectively. Typical regeneration phenomena are filled-up ditches, and water-logged and filled-up peat cuttings, respectively, dominance of moisture indicators, clearings and dyeing-back of forest stands.
11. Autogenous regeneration even occurs in heavily degenerated peatlands. Though being frequent, the regeneration zones generally do not extend over large areas. Depending on the relation (study area or study sites, respectively) this concerns currently 1 % and 12 % of the peatland area, respectively.
12. In general, the regeneration areas are mesotrophic in nature. On peatland that are small in thickness this is due to the vicinity of mineral subsoil and a high share of mineral-trophic

slope water, while on thick peatland it is due to a temporarily increased nutrient availability.

13. An increased disposition for regeneration is found in convergent water flow (laggs), extended flow length, slight sloping and chambered peat cuttings. Local processes of erosion, formation of flow obstacles, degenerative changes of the relief, sedimentation and sedimentation have an impact on ditches and make them ineffective. Establishing of peat-forming vegetation is of key importance (in particular *Sphagnum fallax*).
14. Various stages of a discontinuous regeneration progress can be distinguished and allocated to process sequences that are known so far. The frequency and the area ratios of initial and advanced regeneration suggest however, that regeneration processes take place on a much larger area, likewise as current regeneration zones often remain obscure.
15. Regeneration leads to site drifting, to an encouragement of bog-typical species, a reduction of drainage indicators and to peat formation up to a leveling of anthropogenic deformed peat mass.
16. The regeneration potential is abiotically given. Irreversible changes of the hydromorphological structure due to drainage or peat cutting limit the regeneration. Anthropogenic input of matter and lack of botanical key species impose yet more restrictions.

Conclusions for forestry and nature conservation

17. As far as a profitable timber production is the goal, autogenously regenerating peatlands constitute sites which are difficult for or excluded from management, which due to site drifting (up to being hostile for forests) imply a high production risk. This results in reduced net profits (in case of damage) or increased costs (in case of damage prevention).
18. In the context of nature conservation, regeneration processes pose a chance. They lead to:
 - Encouragement of bog-typical species and communities,
 - Increased diversity of sites,
 - Increased naturalness of the sites and of ecosystemic process sequences,
 - Recurring of growing mires (that currently are hardly found yet),
 - Improved coherence (depending on the potential, e.g. in laggs).
19. Regeneration processes and regeneration zones are high-grade protection goods. A static protection is inadequate for the process character. The heavy degeneration of the peatlands in the study area, given a low proportion of actual regeneration zones, calls urgently for actions, including a shielding protection regarding the input of matter as well as drainage, as well as efficient mechanisms of control. Initial stages and zones which are not yet subject to regeneration, however having a high potential, can be efficiently promoted. In the case of advanced regeneration cost-intensive operations become superfluous.
20. An appropriate data basis for localizing the areas having a high regeneration potential are largely missing, that is why a respective minimizing of risks (forestry) or utilizing of chances (nature conservation) are currently hardly possible. By mapping (regeneration zones) and hydrological modeling (zones of high regeneration potential) this deficit can be overcome in reasonable time.

8 Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Hannover: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- AHNERT, F. (1996): Einführung in die Geomorphologie. Stuttgart: Ulmer.
- AHRENS, M. (1995): Einfluss der Waldkalkung auf die Moosflora und die Moosvegetation des Nordschwarzwaldes. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 70: 455-496.
- AHTIKOSKI, A.; KOJOLOA, S. & HÖKKA, H. (2008): Ditch network maintenance in peatland forest as a private investment: short- and long-term effects on financial performance at stand level. *Mires and Peat* 3 (3): 1-11.
- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1996; Hrsg.): Waldlebensräume in Deutschland: ein Leitfaden zur Erfassung und Beurteilung von Waldbiotopen. Landsberg: ecomed.
- ARBEITSKREIS MOORNUTZUNG – LANDESPFLEGE (1989): Hochmoor-Regeneration. *Telma* 19: 147-155.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. 6. Aufl., München: IHW-Verlag Eching.
- ARMBRUSTER, M.; ABIY, M. & FEGER, K.-H. (2004): Wasserqualität in zwei bewaldeten Einzugsgebieten mit unterschiedlicher Depositionsbelastung – langfristige Veränderungen und Reaktion auf Kalkung. *Forstl. Schr.-R. Univ. f. Bodenkultur Wien* 18: 118-142.
- AUE, B. (1991): Über die moorhydrologische Schutzfunktion des sekundären Randgehänges im Dosenmoor bei Neumünster (Schleswig-Holstein). *Telma* 21: 157-174.
- AUGUSTIN, J. (2001): Emission, Aufnahme und Klimarelevanz von Spurengasen. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 28-38.
- AUTORENKOLLEKTIV (1985): *Werte unserer Heimat – Um Olbernhau und Seiffen*. Bd. 43, Berlin: Akademie-Verlag.
- AVERDIECK, F.-R. & SCHNEIDER, S. (1977): Anthropogen beeinflusste Torfprofile. *Telma* 7: 15-26.
- BADEN, W. & DITTRICH, J. (1953): Pflanzensoziologie und Moorplanung. *Das Grünland* Nr. 8, Beilage der Zeitschrift *Der Tierzüchter*. Sonderdruck. 5 S.
- BARTH, E. & ZIEHLKE, D. (1985): *Werte unserer Heimat – Zwischen Wolkenstein, Marienberg und Jöhstadt*. Bd. 41, Berlin: Akademie-Verlag.
- BASTIAN, O.; BIELER, J.; RÖDER, M.; SANDNER, E. & SYRBE, R.-U. (2002): Naturraumeinheiten, Landschaftsfunktionen und Leitbilder am Beispiel von Sachsen. In: HAASE, G. & MANNSFELD, K. (Hrsg.): *Forschungen zur Deutschen Landeskunde* Bd. 250. Flensburg: Selbstverlag.
- BAUEROCHSE, A.; CASPERS, G.; ECKSTEIN, J. & LEUSCHNER, H.H. (2008): Ergebnisse und Potenzial dendroökologischer Untersuchungen subfossiler Moorkiefern Nordwestdeutschlands. *Telma* 38: 55-78.
- BERNHOFER, CH.; GOLDBERG, V.; GEIDEL, K.; HÄNTSCHEL, J.; HARAMSA, ST.; PLUNTKE, TH.; PRASSE, H.; SURKE, M. & HÄNSEL, ST. (2008). Sachsen im Klimawandel – eine Analyse. In: SÄCHS. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.). Meißen: Thieme & Co KG.
- BERNOTAT, D.; SCHLUMPRECHT, H.; BRAUNS, C.; JEBRAM, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G.; RIECKEN, U.; SCHEUERLEIN, K. & VOGEL, M. (2002): Verwendung tierökologischer Daten. *Schr.-R. f. Landschaftspflege* 70: 109-217.
- BEUG, H.-J. (2005): Die Entwicklung der Moore im Hochharz – ein landschaftsgeschichtliches Phänomen. *Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung*: 44 (2): 1-9.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT; 2007): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. Paderborn: Bonifatius GmbH.
- BÖHLMANN, N. (2004): Wasser- und Stickstoffhaushalt eines soligenen Hangmoores im Hochharz am Beispiel des Ilsemoores. Diss., Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Landw. Fak. UFZ Ber. 21/2004.
- BÖHLMANN, N.; BERNSDORF, S.; MEISSNER, R.; WEGENER, U. & SUCCOW, M. (2005): N-Haushalt eines soligenen Hangmoores (Ilsemoor) im Nationalpark Harz unter Einfluss hoher atmosphärischer N-Einträge. *Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung* 44: (2): 25-92.
- BÖHNERT, W.; GUTTE, P. & SCHMIDT, P.A. (2001): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*. Dresden.
- BOHNSACK, K. (1991): Vegetationsanalyse und ökologische Faktoren der Wald und Forstgesellschaften im immissionsgeschädigten Naturschutzgebiet „Schwarze Heide/Kriegswiese“ als Grundlage für Handlungsrichtlinien und Dauerbeobachtungen. Dipl.-Arb. TU Dresden, Fachrichtung Forstwiss. Tharandt (Mskr.).
- BRIDGHAM, S.D.; PASTOR, J.; JANSSENS, J.A.; CHAPIN, C. & MALTERER, TH.J. (1996): Multiple limiting gradients in peatlands: a call for a new paradigm. *Wetlands* 16 (1): 45-65.
- BRUX, H.; RODE, M.; ROSENTHAL, G.; WIEGLEB, G. & ZERBE, S. (2001): Was ist Renaturierungsökologie? In: WIEGLEB, G. & BRÖRING, U. (Hrsg.): *Tagungsbd. „Renaturierungsökologie“ der Gesell. f. Ökologie, Burg (Spreewald)*, 21. – 23. Februar 2001, S. 6-24.
- BURGA, C.A. & SCHRATNER, M. (2008): Sekundäre Moorbildungen abgetorfter Parzellen des Robenhauser Rieds (Pfäffikersee/ZH, Schweiz). *Mitt. AG Geobot. Schleswig-Holstein* Hamb. 65: 185-208.

- BURMEISTER, E.G.; GÖTTLICH, K.H.; GROSPIETSCH, TH. & KAULE, G. (1990): Begriffsbestimmungen anhand der Moortypen Mitteleuropas. In: GÖTTLICH, K.H. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. 3. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 1-28.
- CLAUSNITZER, U. & SUCCOW, M. (2001): Vegetationsformen der Gebüsche und Wälder. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 161-170.
- COUWENBERG, J. & JOOSTEN, H. (2001): Bilanzen zum Moorverlust – Das Beispiel Deutschland. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 409-411.
- COUWENBERG, J.; DE KLERK, P.; ENDTMANN, E.; JOOSTEN, H. & MICHAELIS, D. (2001): Hydrogenetische Moortypen in der Zeit – eine Zusammenschau. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 399-403.
- CREDNER, H. (1887): Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte des Königreichs Sachsen – Section Kühnhaiden-Sebastiansberg (Blatt 140). Leipzig: Giesecke & Devrient.
- CROWE, S.K.; EVANS, M.G. & ALOTT, T.E.H. (2008): Geomorphological controls on the re-vegetation of erosion gullies in blanket peat: Implications for bog restoration. *Mires and Peat* 3 (1): 1-14.
- DANIELS, J. (2001): Ausbreitung der Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh. agg.) in gestörten Hochmooren der Diepholzer Niederung. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitt.* 27: 39-49.
- DANIELS, R.E. & EDDY, A. (1990): *Handbook of european sphagna*. London: HMSO.
- DANZIG, E. (1914): Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte des Königreichs Sachsen – Section Burkhardtsdorf (Blatt 114). Leipzig: Giesecke & Devrient.
- DÄSSLER, H.-G. (1991, Hrsg.): Einfluss von Luftverunreinigungen und die Vegetation. 4. Aufl., Jena: Fischer.
- DÄSSLER, H.-G. & RANFT, H. (1969): Das Verhalten von Flechten und Moosen unter dem Einfluss einer Schwefeldioxidbelastung. *Flora Abt. B., Bd. 158.*: 454-461.
- DENNER, M. (2006): Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus in der Dübener Heide und im Erzgebirge auf die Bodenvegetation. Ermittlung phytozönotischer Indikatoren für naturschutzfachliche Bewertungen. *Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. Forest Sc.* 29.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden*. Stuttgart: Ulmer.
- DIERSSEN, K. (1998): Klasse: Oxycocco-Sphagnetea Br.-Bl. et R. Tx. 43. In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften*. 4. Aufl.; Jena u. a.: Fischer, S. 273-292.
- DIERSSEN, K. (2007): Bundesweit bedeutsame Moore und Heiden. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 43: 29-48.
- DIERSSEN, K. & DIERSSEN, B. (2001): Moore. In: POTT, R. (Hrsg.): *Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. Stuttgart: Ulmer.
- DIERSSEN, K. & NELLE, O. (2006): Zustand, Wandel & Entwicklung mitteleuropäischer Moorlandschaften. *Nova Acta Leopoldina, NF 94, Nr. 346*: 241-257.
- DITTRICH, J. (1937): Zur Entwässerung der Gebirgsmoore. Sonderabdruck aus dem Teil B der Verh. der Internationalen Bodenkundlichen Gesell. in Zürich, S. 293-298.
- DRÖSLER, M. (2008): Von der Spurengasmessung zur Politikberatung – interdisziplinärer Ansatz und erste Ergebnisse des Verbundprojektes „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“. Präsentation zur Tagung. www.bfn.de/fileadmin/ MDB/documents/themen/biologischevielfalt/05_Droesler_BFN_01042008.pdf
- DRÖSLER, M.; PFADENHAUER, J.; AUGUSTIN, J.; PETSCHOW, U.; FREIBAUER, A.; HÖPNER, H.; KANTELHARDT, J. & SOMMER, M. (2008): Climate mitigation via peatland management – assessment of the effects of alternative peatland management on climate mitigation potentials, on farm-level economics and on macroeconomics. In: BMBF (BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND BILDUNG, Hrsg.): *Klimazwei – research for climate protection and protecting from climate impact*, S. 30-31.
- EDOM, F. (1991): Untersuchungen zum Wasserhaushalt des Naturschutzgebietes Mothäuser Heide als Beitrag zur Kenntnis gefährdeter Moorökosysteme des Erzgebirges. *Dipl.-Arb. TU Dresden, Abt. Wasserw. (Mskr.)*.
- EDOM, F. (1999): Notwendigkeit des Schutzes und Gefährdungspotenziale für waldumgebene Kleinmoore aus hydrologischer und moorkundlicher Sicht. *Mus. Westlausitz. Kamenz, Tagungsbd., S. 83-94*.
- EDOM, F. (2001a): Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht (chorische Betrachtung). In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 185-228.
- EDOM, F. (2001b): Hydrologische Eigenheiten. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 17-18.
- EDOM, F. & GOLUBCOV, A.A. (1996a): Prognose einer potentiell-natürlichen Ökotopzonierung für Mittelgebirgsregenmoore durch Berechnung hydrologischer Parameter. *IHI-Schriften* 2: 103-111.
- EDOM, F. & GOLUBCOV, A.A. (1996b): Zum Zusammenhang von Akrotelmeigenschaften und einer potentiell natürlichen Ökotopzonierung in Mittelgebirgsregenmooren. *Verh. der Gesell. f. Ökol.* 26: 221-228.
- EDOM, F. & KEBLER, K. (2006): Hydrologische Auswirkungen der Görkauer Straße auf das FFH-Gebiet „Mothhäuser Haide“. Im Auftrag des Sächs. Landesamtes für Umwelt und Geologie. Dr. Dittrich & Partner

- Hydro-Consult GmbH Bannewitz & HYDROTELM - Edom Dresden (Mskr.).
- EDOM, F. & WENDEL, D. (1998): Grundlagen zu Schutzkonzepten für Hang-Regenmoore des Erzgebirges. *Schr.-R. der Sächs. Akad. Natur u. Umwelt* 3: Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge: 31-77.
- EDOM, F.; DITTRICH, I.; GOLDACKER, S. & KEBLER, K. (2007a): Die hydromorphologisch begründete Planung der Moorrevitalisierung im Erzgebirge. *Schr.-R. der Sächs. Akad. Natur u. Umwelt: Praktischer Moorschutz im Naturpark Erzgebirge/Vogtland und Beispiele aus anderen Regionen*: 19-32.
- EDOM, F.; DITTRICH, I.; KEBLER, K.; GOLDACKER, S. & WAGNER, M. (2007b): Ökohydrologische Modellbildung auf der Grundlage von IVANOVs hydromorphologischer Theorie und Anwendungen im Naturschutz. *Dresdner Schriften zur Hydrologie*, Bd. 5: 90-98.
- EDOM, F.; STEGMANN, H.; DITTRICH, I.; KEBLER, K. & SCHUA, K. (2008): Geologische und hydrologische Prinzipien eines möglichen Huminstoffrückhaltes in saueren Mooren - Erkenntnisstand und Versuch einer Synthese. Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH Bannewitz & HYDROTELM - Edom Dresden (Mskr.).
- EDOM, F.; MICHAELIS, D.; STEGMANN, H.; KEBLER, K.; SCHLÖFFEL, M.; DIENEMANN, H. & DITTRICH, I. (2009): Torfschichtung im Ostteil der Großen Säure als Grundlage für das wasserchemische Monitoring und das FFH-Management – redigierte Fassung. Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH Bannewitz & HYDROTELM - Edom Dresden (Mskr.).
- EGGELSMANN, R. (1989): Zur Wiedervernässung von Gebirgshochmooren. *Telma Beih.* 2: 233-255.
- EGGELSMANN, R. (1990): Wasserregulierung im Moor. In: GÖTTLICH, K.H. (Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*. 3. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 321-348.
- EIGNER, J. (1975): Naturschutz und Landschaftspflege in Schleswig-Holsteinischen Mooren. *Telma* 5: 227-239.
- EIGNER, J. & SCHMATZLER, E. (1991): Handbuch des Hochmoorschutzes. 2. Aufl. In: ERZ, W. (Hrsg.): *Naturschutz aktuell – Texte zum Naturschutz und zur Landschaftspflege* 4.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl., *Scripta Geobotanica* 18.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2003): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa – Datenbank, aktualisierte Version von 2007. *Scripta Geobotanica* 18.
- ENGLISCH, TH. & KARRER, G. (2001): Zeigerwertsysteme in der Vegetationsanalyse – Anwendbarkeit, Nutzen und Probleme in Österreich. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 13: 83-102.
- EUROPEAN COMMISSION (2007): Interpretation manual of European Union habitats. Eur 27.
- EVANS, M. & WARBURTON, J. (2007): *Geomorphology of upland peat – erosion, form and landscape Change*. Malden, Oxford, Victoria: Blackwell.
- EWALD, J. (2007): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. *Tuexenia* 27: 7-18.
- EWALD, J. (2009): Epigeic bryophytes do not improve bioindication by Ellenberg values in mountain forests. *Basic and Applied Ecology* 10: 420-426.
- FISCHER, A. (2002): *Forstliche Vegetationskunde. Eine Einführung in die Geobotanik*. 2. Aufl., Berlin, Wien: Blackwell.
- FORSTEINRICHTUNG (2000): Bericht zum Forsteinrichtungswerk für Landeswald des Sächsischen Forstamtes Olbernhau. (Mskr.)
- FOSTER, D.R. (1984): The dynamics of sphagnum in forest an peatland communities in southeastern Labrador, Canada. *Arctic* 37 (2): 133-140.
- FRAHM, J.P. & FEY, W. (1992): *Moosflora*. Stuttgart: Ulmer (UTB).
- FRANZÉN, L.G. (2006): Increased decomposition of subsurface peat in swedish raised bog: are temperate peatlands still net sinks of carbon? *Mires and Peat* 1 (3): 1-16.
- FRENZEL, H. (1930): Entwicklungsgeschichte der sächsischen Moore und Wälder seit der letzten Eiszeit auf Grund pollenanalytischer Untersuchungen. *Abhandl. d. Geol. Landesamtes* 9, Leipzig.
- FREYDANK, E. (1991): Klimadaten für das NSG „Mothäuser Heide“. DWD, Wetteramt Dresden, im Auftr. der TU Dresden, Lehrstuhl Landeskultur u. Naturschutz.
- GÄBERT, C. (1903): Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte des Königreichs Sachsen 1 : 25.000 – Section Marienberg-Wolkenstein (No. 128). 2. Aufl., Leipzig: Giesecke & Devrient.
- GEHLERT, D. (2005): Analyse eines Hochmoores im Naturpark Erzgebirge/Vogtland und Bewertung von Revitalisierungsmaßnahmen. *Dipl.-Arb. TU Bergakademie Freiberg* (Mskr.).
- GEMBALLA, R. (2004): Ökogramme der natürlichen Waldgesellschaften und Stamm-Vegetationsformen in Sachsen. *Schr.-R. des Landesforstpräsidium Graupa* 27.
- GLAESER, R. (1901): Torfverwertung im Erzgebirge unter besonderer Berücksichtigung der Gegend von Reitzenhain. *Dipl.-Arb., Forstakademie Tharandt* (Mskr.).
- GLÄSER, W. (1959): Untersuchungen in dem Naturschutzgebiet Mothäuser Heide unter besonderer Berücksichtigung der *Pinus montana* sowie der pflanzensoziologischen Verhältnisse. *Dipl.-Arb., TU Dresden Tharandt* (Mskr.).
- GINZLER, CH. & STEINER, G.M. (1997): Moor-Monitoring. In: TRAXLER, A. (1997, UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH, Hrsg.): *Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings*. Monographien Bd. 98A, Wien: Riegelnik, S. 344-365.

- GOLDE, A. (1996): Untersuchungen zur aktuellen Situation der Moorpopulationen der Berg-Kiefer (*Pinus mugo* agg.) in Sachsen als Grundlage für Schutzmaßnahmen. Dipl.-Arb., TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften Tharandt (Mskr.).
- GOLDE, A. (1999): Syntaxonomische Einordnung von Moorkiefern- und Fichtenbeständen auf Moorstandorten im Erzgebirge. In: SCHMIDT, P.A.; HEMPEL, W.; DENNER, M.; DÖRING, N.; GNÜCHTEL, A.; WALTER, B. & WENDEL, D. (2000): Erarbeitung einer Karte der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) Sachsens im Maßstab 1 : 50.000. Abschlußbericht zum FuE-Vorhaben, TU Dresden, Fachrichtungen Forstwiss. und Biologie in Tharandt und Dresden (Mskr.).
- GOLDE, A. (2006): Aktuelle Situation und Aspekte zum ökologischen Verhalten der Berg-Kiefer (*Pinus mugo* agg.) in Sachsen. Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung 45 (2): 61-69.
- GRAHMANN, R. (1947): Das Torfmoor von Deutsch-Einsiedel (Kreis Freiberg). Deutsche Geol. Landesanst., Zweigst. Freiberg (LfUG EB 01515/Bl. 59-62).
- GROBE-BRAUCKMANN, G. (2006): Bruchwaldtorfe und Bruchwälder – Zur Frage der Entstehung von Torfen mit Holzresten. Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung 45 (2): 29-41.
- GRUNEWALD, K.; SCHEITHAUER, J.; BÖHM, A. & PAWLIK, D. (2004): Einzugsgebietsbewirtschaftung von Trinkwassertalsperren im Erzgebirge unter dem Aspekt veränderter Huminstoffeinträge. Forum für Hydrol. u. Wasserbewirt. 1 (5): 265-272.
- GRÜNIG, A.; VETTERLI, L. & WILDI, O. (1986): Die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz – Eine Inventarisierung. Eidgenössischer Anstalt für forstliches Versuchswesen. Berichte Nr. 281.
- GUNNARSSON, U. (2005): Global patterns of sphagnum productivity. *Journal of Bryology* 27: 269-279.
- HARDTKE, H.-J. & IHL, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen des Freistaates Sachsen. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.
- HAZARD, J. (1889): Erläuterungen zur Geologische Spezialkarte des Königreichs Sachsen 1 : 25.000, Section Olbernhau-Purschenstein (No. 130 und 131). Leipzig: Giesecke & Devrient.
- HEMPEL, W. (1974 u. 1977): Die gegenwärtige Struktur und Vegetation der geschützten Hochmoore des Erzgebirges. Veröff. Mus. Naturkunde Karl-Marx-Stadt 8: 9-16 u. 9: 3-29.
- HEMPEL, W. & SCHIEMENZ, H. (1986): Die Naturschutzgebiete der Bezirke Leipzig, Karl-Marx-Stadt und Dresden. In: Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik (Hrsg. H. Weinitschke), Bd.5., 2. Aufl., Leipzig, Jena, Berlin: Urania.
- HENRION, I. (1989): Langfristige natürliche Wachstums- und Regenerationsprozesse in Moore des Oberharzes. *Telma Beih.* 2: 365-380.
- HOHENSTATTER, E. (1975): Der Moor als Standort von *Pinus mugo* arborea. *AFZ* 51/52: 1123-1228.
- HÖKKÄ, H.; ALENUS, V. & SALMINEN, H. (2000): Predicting the need for ditch network maintenance in drained peatland sites in Finland. *Suo* 51 (1): 1-10.
- HOLDEN, J.; GASCOIGN, M. & BOSANKO, N.R. (2007): Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands. *Earth Surf. Process and Landforms* 32 (10): 1547-1557.
- HOLEWA, G. (1990): Beitrag zur Dynamik der Bodenvegetation im Tharandter Wald. Dipl.-Arb. TU Dresden, Abt. Forstwirtschaft Tharandt (Mskr.).
- HÖLZER, A. (2009): Exkursionsführer zur Jahrestagung der Deutschen Gesell. für Moor- und Torfkunde in Karlsruhe vom 23. – 26.09.2009 im Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe, S. 43-64 (Mskr.).
- HÖLZER, A. & GROBE-BRAUCKMANN, G. (1986): Bericht über die gemeinsame Arbeitstagung der Sektion I (Geowissenschaften) und Sektion V (Naturschutz und Raumordnung) der DGMT vom 5.-7. September 1986 in Schneverdingen zum Thema „Kleinsthochmoore“. *Telma* 16: 337-341.
- HOMMEL, B. (1996): Untersuchungen zum aktuellen Zustand des NSG „Hormersdorfer Hochmoor“ und Möglichkeiten der Schutzgebietserweiterung. Dipl.-Arb., TU Dresden, Fachrichtung Forstwiss. Tharandt (Mskr.).
- HUOPALAINEN, M.; TUUTTILA, E.-ST.; VANHA-MAJAMAA, I.; NOUSIAINEN, J.L. & VASANDER, H. (2000): The potential of soil seed banks for revegetation of bogs in SW Finland after long-term aerial pollution. *Ann. Bot. Fennici* 37: 1-9.
- JANETZKY, J. (1999): Expertise über die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse im Gebiet der „Mothäuser Heide“ bzw. der „Schwarzen Heide-Kriegswiese“ seit 1951. Im Auftrag des StUFA Chemnitz. Deutscher Wetterdienst Dresden (Mskr.).
- JÄPELT, K. (2004): Untersuchungen zur Veränderung der Vegetation von Fichtenbeständen im Mittel- und Osterzgebirge im Zeitraum von 35 Jahren. Bachelor-Arb., TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowiss. Tharandt (Mskr.).
- JENSEN, U. (1987): Die Moore des Hochharzes – allgemeiner Teil. *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen* 15.
- JESCHKE, L.; KNAPP, H. D. & SUCCOW, M. (2001): Moorregionen Europas. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 256-316.
- JOOSTEN, H. (1986): Moore und historische Archive: Ein Vergleich von Daten aus natürlichen und kulturellen Gedächtnissen. *Telma* 16: 159-168.

- JOOSTEN, H. (1993): Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. *Telma* 23: 95-115.
- JOOSTEN, H. (2006). Moorschutz in Europa. Restauration und Klimarelevanz. In: BUND LANDESVERBAND NIEDERSACHSEN (Hrsg.): *Moor in der Regionalentwicklung*. BUND, Wagenfeld/Ströhen, S. 35-43.
- JOOSTEN, H. & CLARKE, D. (2002): Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision making. International Mire Conservation Group and International Peat Society, Tonnes.
- JOOSTEN, H. & COUWENBERG, J. (2001): Bilanzen zum Moorverlust – Das Beispiel Europa. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 406-409.
- JOOSTEN, H. & SUCCOW, M. (2001): Zum Begriff „Moor“ und vom Wesen der Moore. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 185-228.
- JORTAY, A. & SCHUHMACHER, R. (1989): Zustand, Erhaltung und Regeneration der Hochmoore im hohen Venn. *Telma Beih.* 2: 279-293.
- KARST, H. (1988): Legende zu den Standortskarten des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Marienberg. VEB Forstprojektierung Potsdam, Betriebsteil Dresden.
- KARST, H.; KÖHLER, S. & KATZSCHNER, W. (1979): Standortskarten und Erläuterungen zu den Standortskarten des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Marienberg. VEB Forstprojektierung Potsdam, Betriebsteil Dresden.
- KÄSTNER, M. & FLÖBNER, W. (1933): Die Pflanzengesellschaften des westsächsischen Berg- und Hügellandes. II. Teil: Die Pflanzengesellschaften der erzgebirgischen Moore. Dresden.
- KAULE, G. (1973): Die Vegetation der Moore im Hinteren Bayerischen Wald. *Telma* 3: 67-100.
- KAISER, T.; BERNOTAT, D.; KLEYER, M. & RÜCKRIEM, C. (2002): Verwendung floristischer und vegetationskundlicher Daten. *Schr.-R. f. Landschaftspflege* 70: 219-280.
- KLUGE, H. (1993): Nur die Buchen überlebten – Das Schicksal des Forstreviers Deutscheinsiedel im Erzgebirge. *Forst u. Holz* 48 (16).
- KOPERSKI, M.; SAUER, M.; BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskunde*. 34.
- KOPP, D. & SCHWANECKE, W. (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- KOSKA, I.; SUCCOW, M. & TIMMERMANN, T. (2001): Vegetationsformen der offenen, naturnahen Moore und des aufgelassenen Feuchtgrünlandes. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 144-161.
- KOSKA, I.; JANSEN, F. & TIMMERMANN, T. (2008): Standortliche Bioindikation mit Hilfe des Vegetationsformenkonzeptes. *Tuexenia*, Beih. 1 zur Jahrestag. d. floristisch soziolog. AG in Greifswald 2008, S. 33-49.
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia* 7: 53-67.
- KOWARIK, I. & SEIDLING, W. (1989): Zeigerwertberechnung nach ELLENBERG – Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. *Landschaft und Stadt* 21: 132-143.
- KRATOCHWIL, A. & SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Stuttgart: Ulmer.
- KRAUSE, S. (1998): Vegetationskundliche Untersuchungen in ausgewählten Naturschutzgebieten der Hoch- und Kammlagen des Erzgebirges sowie Ableitung eines Behandlungskonzeptes. Diss., TU Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften Tharandt (Mskr.).
- KRAUSE, S. & EISENHAUER, D.-R. (1999): Fachliche Grundlagen zu Totalreservaten und Naturwaldzellen in Sachsen. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*. Dresden.
- KRETZSCHMAR, K. (2001): Die Vegetation erlenbestockter Quellnassflächen im Naturraum Erzgebirge/Vogtland. Dipl.-Arb., TU Dresden, Fachrichtung Biologie (Mskr.).
- LAF (SÄCHS. LANDESANSTALT FÜR FORSTEN, 1995): Zuordnung der potentiell natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands nach Prof. Dr. P. A. Schmidt zu den Stamm-Standortsformengruppen der Standortserkundung in Sachsen. Graupa (Mskr.).
- LAITINEN, J.; REHELL, S.; HUTTUNEN, A.; TAHVANAINEN, T.; HEIKKILÄ, R. & LINDHOLM, T. (2007): Mire systems in Finland – special view to aapa mires and their water-flow pattern. *Suo* 58 (1): 1-26.
- LANDGRAF, K. (2003): Naturschutzfachliche Analyse ausgewählter Kleinstmoorflächen im Regierungsbezirk Dresden einschließlich der Entwicklung einer Erfassungs- und Bewertungsmethode. Fachbereich Landbau/Landespflege, HTW Dresden (Mskr.).
- LANGE, J. (2003): Untersuchungen zur Grabenverlandung in Entwässerungsgräben erzgebirgischer Moore. Dipl.-Arb., Univ. Leipzig, Institut für Geographie (Mskr.).
- LEGLER, C. & REIBMANN, R. (2001): Hydrogeologische und hydrologische Untersuchungen zum Deutscheinsiedler Moor. Im Auftrag des Naturschutzesinstitutes, Beak-Consultants, Freiberg (Mskr.).
- LEUBE, F. (2000): Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. *Schr.-R. d. Sächs. Landesanstalt für*

- Forsten 21.
- LEUSCHNER, Ch. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora* 192: 379-391.
- LFUG (SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 2003): Biotopkartierung in Sachsen – Kartieranleitung. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.
- LFUG (SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 2005): Daten der landesweiten selektiven Biotopkartierung (2. Durchgang). Dresden.
- LFUG (SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 2007): Kurzfassungen der FFH-Managementpläne (mit MaP 010 „Erzgebirgskamm am kleinen Kranichsee“, MaP 016 „Erzgebirgskamm am Großen Kranichsee“). http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/natur-landschaftsschutz_18758.html.
- LFUG (SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 2008): Kartier- und Bewertungsschlüssel für Offenland-Lebensraumtypen sowie Wald-Lebensraumtypen für des Anhangs I der Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) Teil II. Freiberg.
- LÖSCHERT, W. (1969): Pflanzen an Grenzstandorten. Stuttgart: Fischer.
- 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.
- LÜTT, S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. *Mitt. AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*, H. 43.
- MÄNNEL, H. (1896): Die Moore des Erzgebirges und ihre forstwirtschaftliche und nationalökonomische Bedeutung mit besonderer Berücksichtigung des sächsischen Anteils. Inaugural-Dissertation, Univ. München.
- MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (1995): Naturräume in Sachsen. *Forschungen zur deutschen Landeskunde*, Bd. 238. Trier: Zentralausschuß für deutsche Landeskunde.
- MAST, R. (1999): Vegetationsökologische Untersuchungen der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. *Arch. naturwiss. Diss.* 8.
- MIETZSCH, H. (1877): Erläuterungen zur geologischen Specialkarte des Königreichs Sachsen – Section Lichtenstein (Blatt 112). Leipzig: Giesecke & Devrient.
- MIBBACH, R. (1932): Die Moosheide – ein neues Naturschutzgebiet. *Mitt. Landesv. Sächs. Heimatsch.* 4-6: 150-156.
- MÖBUS, G. (1947): Moorkommen bei Kühnhaide (Kreis Marienberg). *Deutsche Geol. Landesanst., Zweigst. Freiberg*.
- MÜLLER, C.; GEMBALLA, R. & FEGER, K.H. (2005): Standörtliche Bewertung bewaldeter Moore im sächsischen Erzgebirge. *AFZ/Der Wald* 59: 633-635.
- MÜLLER, D. (2003): Historische Recherche „Görkauer Straße“ (Mothäuser Heide). Im Auftrag des Zweckverbandes Naturpark Erzgebirge/Vogtland (Mskr.).
- MÜLLER, F. (2000): Zur Bestandessituation der Moosflora der Hochmoore im sächsischen Teil des Erzgebirges. *Limprichtia* 14: 59-84.
- MÜLLER, F. (2004): Verbreitungsatlas der Moose Sachsens. Tauer: Lutra-Verlag.
- MÜLLER, F. (2008): Rote Liste Moose. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.
- MÜLLER, K. (1975): Zum Schutz von Hochmoorlandschaften und ihrer Gewässer im nordwestdeutschen Flachland. *Telma* 5: 251-261.
- NEBE, W. (1964): Die chemische Zusammensetzung der wichtigsten Grundgesteine Sachsens als Grundlage für eine Beurteilung der Nährstoffverhältnisse in Waldböden. *Jb. Staatl. Mus. Mineral. u. Geol. Dresden*: 351-386.
- NEBE, W. (1970): Die chemische Zusammensetzung der wichtigsten Grundgesteine Sachsens als Grundlage für eine Beurteilung der Nährstoffverhältnisse in Waldböden (Ergänzung 1967). *Abh. Staatl. Mus. Mineral. u. Geol. Dresden* 16: 287-304.
- NEBE, W.; ABIY, M. & LEUBE, F. (2000): Standortkundliche Grundlagen zum Waldumbau im nordsächsischen Tiefland. *Forst u. Holz* 55 (13): 409-414.
- NEUHÄUSL, R. (1969): Systematisch-soziologische Stellung der baumreichen Hochmoorgesellschaften Europas. *Vegetatio* 18: 104-121.
- NEUHÄUSL, R. (1975): Hochmoore am Teich Velké Dářko. *Vegetace ČSSR*, A9. Prag: Academia Verlag.
- OBERDORFER, E. (1992): Klasse: Alnetea glutinosae. In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch*. Tabellenbd. 2. Aufl., Jena, Stuttgart, New York: Fischer, S. 39-46.
- OPFERMANN, M. (1992): Untersuchungen zu Veränderungen der Vegetation in ausgewählten Waldökosystemen des Ostergebirges. *Dipl.-Arb. TU Dresden, Abt. Forstwirtschaft Tharandt* (Mskr.).
- OPFERMANN, M. & WENDEL, D. (1989): Untersuchungen zur Vitalität und Populationsstruktur von *Pinus mugo* ssp. *uncinata* (Turra) im NSG Mothäuser Heide. *Beleg-Arb., TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft Tharandt* (Mskr.).
- PAAVILAINEN, E. & PÄIVÄNEN, J. (1995): *Peatland forestry*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag.
- PFADENHAUER, J. (1986): Konzept zur Moorrenaturierung im Süddeutschen Alpenvorland: Ziele, Verfahrens-

- weise, offene Fragen. *Telma* 16: 269-278.
- PHILIPPI, G. (1998): Ordnung: *Caricetalia fuscae* Koch em. Nordhag. 37. In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. 4. Aufl. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: Fischer, S. 234-241.
- PIETZSCH, K. (1919): Erläuterungen zur Geologische Karte von Sachsen Blatt Berggießhübel (Nr. 102), 2. Aufl., Leipzig: Giesecke & Devrient.
- POSCHLOD, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsökologischer Faktoren. Diss. Botanicæ 152. Berlin, Stuttgart: J. Cramer.
- POSCHLOD, P.; MEINDL, CH.; SLIVA, J.; HERKOMMER, U.; JÄGER, M.; SCHUCKERT, U.; SEEMANN, A.; ULLMANN, A. & WALLNER, T. (2007): Natural revegetation an restoration of drained and cut-over raised bogs in Southern Germany – a comparative analysis of four long-term monitoring studies. *Global Environmental Research* 11: 2005-216.
- PŘIKRYL, I.; BENEDOVÁ, Z.; HRUŠKA, J.; KRŮPELOVÁ, L.; KOSÍK, M.; PECHAR, L.; POKORNÝ, J. & ŠULCOVÁ, J. (2004): Auswertung von Trends bei der langfristigen Entwicklung der Wasserqualität im Trinkwasserspeicher Fláje nach CHSK- und Huminstoffindikatoren und Vorschlag von Vorgehensweisen zur Verbesserung der Wasserqualität. ENKI o.p.s., Třeboň.
- PÜSCHEL, - (1908): Bericht über den zweiten Moorkurs in Sebastiansberg 1907. *Arch. des SBS Marienberg*.
- RAIJA, L. (2008): From a mire ecosystem to a drained peatland forest ecosystem. In: KORHONEN, R; KORPELA, L. & SARKKOLA S. (Hrsg.): Finland – Fenland – research and sustainable utilisation of mires and peat. The Finnish Peatland Society, Maahenki Ltd, S. 152-157.
- RASCHER, J. & FISCHER, J. (2000): Hydrologisches Gutachten zur Renaturierung der Lehmheide. Im Auftrag des Zweckverbandes Naturpark Erzgebirge/Vogtland. Geomontan, Freiberg (Mskr.).
- REINHOLD, F. (1939): Versuch einer Einteilung und Übersicht der natürlichen Fichtenwälder (*Piceion excelsae*) Sachsens. *Thar. Forstl. Jb.* 90: 229-271.
- REINHOLD, F. (1942): Die Bestockung der kursächsischen Wälder im 16. Jahrhundert – Eine kritische Quellenzusammenfassung. Dresden.
- REINISCH, R. (1929): Erläuterungen zur Geologische Karte von Sachsen Blatt Zöblitz (Nr. 129), 2. Aufl., Leipzig: Giesecke & Devrient.
- REINISCH, R. (1931a): Erläuterungen zur Geologische Karte von Sachsen Blatt Sayda (Nr. 117), 2. Aufl., Leipzig: Giesecke & Devrient.
- REINISCH, R. (1931b): Erläuterungen zur Geologische Karte von Sachsen Blatt Lengefeld (Nr. 116), 2. Aufl., Leipzig: Giesecke & Devrient.
- RENNWALD, E. (2000, Bearb.): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 35. Bonn - Bad Godesberg.
- RIEDEL, L. & KUNIS, R. (1997): Der Bergbau von Marienberg (16.-17. Jahrhundert). In: WITTIG, TH. (Hrsg.): Marienberg im Wandel der Zeiten. Marienberg: Druck- und Verlagsgesellschaft Marienberg.
- RINGLER, A. (1989): Zur Naturschutzbedeutung aufgelassener Torfabbauflächen im Alpenvorland; Beobachtungen zur Flächenrelevanz, Vegetationsentwicklung und floristischen Bedeutung. *Telma Beih.* 2: 331-63.
- ROSENTHAL, G. (2000): Zielkonzeption und Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien. *Habil., Fakultät Geo- und Biowissenschaften, Univ. Stuttgart*.
- ROSSEL, B. & BIERÖGEL, L. (1955): Erläuterungen zur Standortserkundung des Wuchsgebietes „Oberes Erzgebirge“ im StFB. Freiberg.
- ROST, G. & HEMPEL, H. (1947a): Gutachten über das Torfvorkommen „Die Krünigsheide“ bei Rübenau, Kreis Marienberg. Deutsche Geol. Landesanst., Zweigst. Freiberg.
- ROST, G. & HEMPEL, H. (1947b): Gutachten über das Torfvorkommen „Die Lehmheide“ bei Rübenau, Kreis Marienberg. Deutsche Geologische Landesanstalt, Zweigst. Freiberg.
- ROST, G. & HEMPEL, H. (1947c): Gutachten über das Torfvorkommen „Hühnerheide“ bei Rübenau, Kreis Marienberg. Deutsche Geol. Landesanst., Zweigst. Freiberg.
- ROST, G. & HEMPEL, H. (1948): Gutachten über das Torfvorkommen „Kriegswiese“ bei Satzung, Kreis Marienberg. Deutsche Geol. Landesanst., Zweigst. Freiberg.
- ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. - 9. Aufl. von E. J. JÄGER & K. WERNER (Hrsg.) München: Spektrum Akademischer Verlag.
- RUDOLPH, K. & FIRBAS, F. (1924): Die Hochmoore des Erzgebirges. *Beih. Bot. Cbl.* 41: 1-162.
- RYAN, C. (2006): Ecological impact assessment (EcIA) of the effects of statutory arterial drainage maintenance activities on raised bogs and associated habitats. In: OPW (Office of Public Works; Hrsg.): *Series of Ecological Assessments on Arterial Drainage Maintenance*. Headford, Irland.
- RYBNÍČEK, K. (1989): Moorstabilisierungs- und Moorschutzprobleme in der Tschechoslowakei. *Telma Beih.* 2: 393-404.
- RYDIN, H. & JEGLUM, J. (2006): *The Biology of Peatlands*. New York: Oxford University Press Inc..
- SCHÄFER, A. & JOOSTEN, H. (2005, Hrsg.): *Erlenaufforstung auf vernässten Niedermooren – ALNUS-Leitfaden*.

- DUENE ev., Greifswald.
- SCHINDLER, T.; EDOM, F.; ENDL, P.; GRASSETT, A.; LORENZ, J.; MORGENSTERN, K.; MÜLLER, F.; SEICHE, K.; TAUBERT, B.; WENDEL, D. & WENDT, U. (2005a): FFH-Managementplan SCI DE 5345-301 „Buchenwälder und Moorwald bei Neuhausen und Olbernhau“. Abschlussbericht zum MaP, im Auftrag des LFP Graupa (Mskr.).
- SCHINDLER, T.; EDOM, F.; GRASSETT, A.; LORENZ, J.; STOLZENBURG, U. & WENDEL, D. (2005b): FFH-Managementplan SCI DE 5345-304 „Kriegswaldmoore“. Abschlussbericht zum MaP, im Auftrag des RP Chemnitz, Umweltfachbereich (Mskr.).
- SCHINDLER, T.; EDOM, F.; GRASSETT, A.; LORENZ, J.; STOLZENBURG, U. & WENDEL, D. (2005c): FFH-Managementplan SCI DE5344-301 „Mooshaide bei Marienberg“. Abschlussbericht zum MaP, im Auftrag des RP Chemnitz, Umweltfachbereich (Mskr.).
- SCHINDLER, T.; WENDEL, D.; LANDGRAF, K.; RICHTER, F.; SCHIMKAT, J.; LORENZ, J.; STOLZENBURG, U.; EDOM, F.; BAUMANN, M.; MÜLLER, F.; GRASSETT, A. & WENDT, U. (2008): FFH-Managementplan SCI DE5344-301 „Mothäuser Heide“. Bericht zum MaP, im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Geologie (Mskr.).
- SCHMATZLER, E. & TÜXEN, J. (1980): Wiedervernässung und Regeneration vom niedersächsischen Hochmooren in ihrer Bedeutung für den Naturschutz. *Telma* 10: 159-171.
- SCHMEIDL, H. (1973): Ergebnisse vergleichender Wasserhaushaltsbetrachtungen in einer kultivierten und einer unkultivierten Hochmoorfläche am nördlichen Alpenrand. *Telma* 2: 83-89.
- SCHMEIDL, H. (1976): Ein Beitrag zur Verdunstung eines unberührten Hochmoores im Voralpenraum. *Telma* 3: 147-161.
- SCHMEIDL, H. (1977): Veränderungen der Vegetation auf Dauerflächen eines präalpinen Moores (Vorläufige Mitteilung). *Telma* 7: 65-76.
- SCHMIDT, P.A. (1993): Veränderung der Flora und Vegetation von Wäldern unter Immissionseinfluss. *Forstwiss. Cbl.* 112: 213-224.
- SCHMIDT, P.A. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung, eine gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29 (3): 75-83.
- SCHMIDT, P.A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? *Forstwiss. Cbl.* 117: 193-205.
- SCHMIDT, P.A. (2000a): *Pinus mugo* agg. In: HARDTKE, H.-J. & IHL, A.: Atlas der Farn- und Samenpflanzen des Freistaates Sachsen. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden, S. 52-53.
- SCHMIDT, P.A. (2000b): Ursachen für das Aussterben und die Gefährdung der Farn-Samenpflanzen. In: HARDTKE, H.-J. & IHL, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen des Freistaates Sachsen. In: Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden, S. 761-762.
- SCHMIDT, P.A. (2002): Die Baum- und Straucharten Sachsens – Charakterisierung und Verbreitung als Grundlagen der Generhaltung. *Schr.-R. Sächs. Landesanst. Forsten* 24.
- SCHMIDT, P.A. (2007): Naturschutz im Wald – aktuelle Entwicklungen. *Eberswalder Forstl. Schr.-R.* 28: 8-22.
- SCHMIDT, P.A. & GNÜCHTEL, A. (2003): Methodik, Analyse und Bewertung der Ausstattung und des Zustandes der NSG Sachsens mit Schlussfolgerungen für zukünftige Schutzstrategien. *Forschungsbericht, im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Geologie Dresden* (Mskr.).
- SCHMIDT, P.A. & WENDEL, D. (2007): Überblick zur Vegetation Sachsens. In: Jahrestagung der DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELL. (Hrsg.): Böden ohne Grenzen. Allgemeiner Exkursionsführer. 1-6. http://boku.forst.tu-dresden.de/Boden/DBG_Dresden_2007/PDF/Exkursionsfuehrer_Vegetation_Gesamt.pdf.
- SCHMIDT, P.A.; GNÜCHTEL, A.; WAGNER, W. & WENDEL, D. (1997): Vorschläge zur Weiterentwicklung des Systems waldbestockter Naturschutzgebiete im Freistaat Sachsen. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landespflege. Radebeul.
- SCHMIDT, P.A.; HEMPEL, W.; DENNER, M.; DÖRING, N.; GNÜCHTEL, A.; WALTER, B. & WENDEL, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1 : 200.000. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.
- SCHMIDT, P.A.; HEMPEL, W.; DENNER, M.; DÖRING, N.; GNÜCHTEL, A.; WALTER, B. & WENDEL, D. (2003): Digitale Fachdaten zur Potentiellen Natürlichen Vegetation Sachsens. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.
- SCHNEEBELI, M. (1989): Zusammenhänge zwischen Moorwachstum und hydraulischer Durchlässigkeit und ihre Anwendung auf den Regenerationsprozess. *Telma Beih.* 2: 257-264.
- SCHNEEBELI, M. (1991): Jahrtausendelanges Moorwachstum und Regeneration. *Telma* 21: 111-118.
- SCHOBER, R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl., Frankfurt am Main: J.D. Sauerländer.
- SCHOBER, H.-M. & FISCHER, U. (1993): Schutzwürdigkeitsgutachten (Ehemaliges) NSG „Moosheide“. Im Auftrag des StUFA Chemnitz. Schober & Partner Kurort Oberwiesenthal (Mskr.).
- SCHÖNWEIB, S.; WEHRHAHN, J.; WINTERFELD, D. & GROBMANN, T. (1999): Fortführung der Dauerbeobachtung im Naturschutzgebiet „Schwarze Heide-Kriegswiese“. Beleg-Arb., TU Dresden, Fachrichtung Forstwiss. Tharandt (Mskr.).

- SCHOPP-GUTH, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 57.
- SCHREIBER, H. (1913): Das Moorwesen Sebastiansberg. 3. Bd., Staab: Verlag des deutsch-österreichischen Moorvereins.
- SCHREIBER, H. (1927): Moorkunde nach dem gegenwärtigen Stande des Wissens auf Grund 30 jähriger Erfahrung. Berlin: Parey.
- SCHREITER, B. (2004): Analyse und Bewertung der Regeneration in einem degradierten Erzgebirgshochmoor. Dipl.-Arb., Univ. Leipzig, Institut für Geographie (Mskr.).
- SCHUBERT, W. (1972): Übersicht über die Pflanzengesellschaften im südlichen Teil der DDR. III. Wälder. Hercynia N.F. 9: 1-34.
- SCHULZ, D. (1999): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen. In: SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.
- SCHUCH, M. (1972): Ergebnisse vergleichender Wasserhaushaltsbetrachtungen in einer kultivierten und einer unkultivierten Hochmoorfläche am nördlichen Alpenrand. Telma 2: 83-89.
- SCHWANECKE, W. (1993, Hrsg. Sächs. Landesanstalt für Forsten Graupa): Merkmalstabellen für Haupt- und Lokalbodenformen der forstlichen Standortserkundung (Bodenformenkatalog).
- SCHWANECKE, W. (1996): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen. Schr.-R. der Sächs. Landesanstalt f. Forsten 8.
- SEIBERT, P. (1992a): Klasse: Vaccinio-Piceetea. In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch. Tabellenbd. 2. Aufl., Jena, Stuttgart, New York: Fischer, S. 87-144.
- SEIBERT, P. (1992b): Klasse: Vaccinio-Piceetea. In: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch. Textbd. 2. Aufl., Jena, Stuttgart, New York: Fischer, S. 53-80.
- SENGBUSCH, P. V. (2004): Untersuchungen zur Ökologie von *Pinus rotundata* LINK (Moor-Kiefer) im Südschwarzwald. Dissertationes Botanicae Bd. 388.
- SENGBUSCH, P. V. (2006): Ein multivariates Monitoring-Verfahren zur Bewertung der Gefährdung von Bergkiefern-Mooren im Schwarzwald. Dissertationes Botanicae Bd. 400.
- SIUDA, C. (2002, Hrsg. Bay. Landesamt für Umweltschutz): Leitfaden der Hochmoorrenaturierung in Bayern für Fachbehörden, Naturschutzorganisationen und Planer. Augsburg.
- SILVAN, N.; TUUTTILA, E.-ST.; VASANDER, H. & LAINE, J. (2004): Eriophorum vaginatum plays a major role in nutrient immobilisation in boreal peatlands. Ann. Bot. Fennici 41: 189-199.
- SMUL (SÄCHS. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2007a): Umweltbericht. Dresden.
- SMUL (SÄCHS. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 1996, 1997, 1999, 2004, 2007b): Waldschadensbericht. Waldzustandsbericht. Radeburg, Meißen, Dresden.
- SMUL (SÄCHS. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, Hrsg. 2010): Naturschutzgebiete in Sachsen. Dresden.
- SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, CH. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 53.
- STAGNETH, G.; WITT, A.; FISCHER, A.; MAYER, F.; JÄHNICHEN, M.; HORNTRICH, P. & LANGE, L. (1999): Monitoring mittels vegetationskundlicher Untersuchungen in der Mothäuser Heide, Mittleres Erzgebirge. Beleg-Arb. TU Dresden, Fachrichtung Forstwiss. Tharandt (Mskr.).
- STEGMANN, H. & ZEITZ, J. (2001) Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 47-57.
- STEGMANN, H.; EDOM, F. & KOSKA, I. (2001): Bodenkundliche Betrachtung von Mooren. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 41-42.
- STEFFENS, R. & GREBEDÜNKEL, U. (2007): Gesamtstaatlich bedeutsame Gebiete für den Naturschutz in Sachsen. In: SCHERFOSE, V. (Hrsg.): Bundesweit bedeutsame Gebiete für den Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 43: 279-300.
- STEINER, G.M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. Grüne Reihe d. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Bd. 1, Wien.
- STERZIK, G. (1993): Anthropogene Beeinflussung der Moore um Reitzenhain („NSG Mothhäuser Haide“, „Stengelhaide“) und Satzung („NSG Schwarze Haide - Kriegswiese“) in den letzten Jahrhunderten unter Einbeziehung der angrenzenden Gebiete - Moornutzungsgeschichte. Beleg-Arb., TU Dresden, Abt. Forstwirtschaft Tharandt (Mskr.).
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. 1. Aufl., Jena: Fischer.
- SUCCOW, M. & EDOM, F. (2001): Regenmoore. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 391-398.
- TÄGER, E. (1858): Entwässerungsbücher 1824-54, Forsthaus Reitzenhain. Arch. des Forstbezirkes Marienberg.
- THEUERKAUF, M. (2006): Großrestdiagramm Mothhäuser Haide. In: EDOM, F.; DITTRICH, I.; KEBLER, K.; MÜNCH, A.; PETERS, R.; THEUERKAUF, M. & WENDEL, D. (2008): Auswirkungen des Klimawandels auf wasserabhängige Ökosysteme, Teilprojekt Erzgebirgsmoore. Abschlußbericht des FuE-Vorhabens im Auftrag

- des Sächs. Landesamtes für Umwelt und Geologie, Freiberg. Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH Bannewitz, HYDROTELM Frank Edom Dresden & DUENE e.V. Greifswald (Mskr.).
- THOMASIU, H. & HARTIG, M. (1992): Wirtschaftsführung und Waldschäden durch Immissionen im Osterzgebirge. Exkursionsführer, TU Dresden Tharandt (Mskr.).
- THOMASIU, H. & SCHMIDT, P.A. (1996): Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. In: BUCHWALD, K & ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Umweltschutz. Grundlagen und Praxis. Bd. 10, Bonn: Economica.
- THOMASIU, H. & SCHMIDT, P.A. (2003): Waldbau und Naturschutz. In: KONOLD, W.; BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg: ecomed, S. 1-44.
- TIMMERMANN, T.; JOOSTEN, H. & SUCCOW, M. (2008): Restaurierung von Mooren. In: ZERBE, ST. & WIEGLEB, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, S. 55-93.
- TRAXLER, A. & ROSENBERGER, A. (1997): Sampling. In: TRAXLER, A. (1997, UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Monographien Bd. 98A, Wien: Riegelnik, S. 58-72.
- TREPEL, M (2008): Zur Bedeutung von Mooren in der Klimadebatte. Jahresber. des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2007/08, 12: 61-74.
- TÜXEN, J. (1976): Über die Regeneration von Hochmooren. Telma 6: 219-230.
- TÜXEN, J. (1989): 5000jährige Gräben in einem ostfriesischen Hochmoor. Telma 19: 187-191.
- VAN DER MAAREL, E. (1979): Transformation of cover-abundabce values in phytosociology and its effect on community. Vegetatio 39: 97-114.
- VAN DER SCHAAF, S. (1999): Analysis of the hydrology of raised bog in the Irish Midlands. Wageningen Agricultural University, Diss., Grafisch bedrijf Van Essen B.V., Molenaarsgraaf, Niederlande.
- VAN DER SCHAAF, S. (2001): Shanley's Lough in Clara bog (Irland); ein Beispiel natürlicher Wiedervernässung und Mooreneubildung nach Moorsackung. Telma 31: 199-210.
- VICTOR, M. (1984): Wassergütewirtschaftliche Konzeption für die Schwarze und Rote Pockau unter Berücksichtigung der geplanten Trinkwassertalsperren Kühnhaide und Pobershau. Dipl.-Arb., TU Dresden, Sektion Wasserwesen (Mskr.).
- WAGNER, A. (2000): Minerotrophe Bergkiefernmoore im süddeutschen Alpenvorland. Die Carex lasiocarpa-Pinus rotundata-Gesellschaft. Diss. TU München.
- WAGNER, A. & WAGNER, I. (2000): Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris Passarge et Hoffmann 1968. In: RENNWALD, E. (2000, Bearb.): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskde. 35: 79-81.
- WAGNER, A. & WAGNER, I. (2002): Moorartenschutz – Anspruch und Wirklichkeit bei der Umsetzung von Artenschutzprogrammen. In: SCHERER-LORENZEN, M. (2002): Analyse der Artenschutzprogramme für Deutschland. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Tagung vom 3.-5. Dezember 2001 im Bayerischen Landesamt für Umweltschutz Augsburg. Schr.-R. f. Vegetationskde. 36: 177-182.
- WAGNER, A. & WAGNER, I. (2003, Hrsg. Bay. Landesamt für Umweltschutz): Leitfaden der Niedermoorrenaturierung in Bayern für Fachbehörden, Naturschutzorganisationen und Planer. Augsburg.
- WAGNER, A. & WAGNER, I. (2007): Moorwälder: Kennarten und syntaxonomische Stellung. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 19: 163-173.
- WAGNER, CH. (1994): Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. in Hochmooren Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen. Mitt. AG Geobotanik Schleswig-Holstein 42.
- WAGNER, CH. (2006): „Grenzen des Entkusselns“ oder: Zum Einfluss der Moorbirke (*Betula pubescens*) auf Regenerationsprozesse in Hochmooren. Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung: 45 (2): 71-85.
- WAGNER, S. (2004): Möglichkeiten und Beschränkungen eines funktionsorientierten Waldbaus. Forst und Holz 59 (3): 105-111.
- WEINCK; STEPHAN & DÄSZLER (1881): Die Mothäuser Heide. Ein Hochmoorlager auf Kühnhaider Revier. Graphische Darstellung der Ausdehnung und Mächtigkeit des Moorlagers. Arch. des Forstamtes Marienberg.
- WENDEL, D. (1992): Untersuchungen zum aktuellen Zustand und zur Sukzession der Vegetation im Naturschutzgebiet „Mothäuser Heide“ (Erzgebirge). Dipl.-Arb., TU Dresden, Abt. Forstwirtschaft Tharandt (Mskr.).
- WENDEL, D. (2007): Vegetationsparameter von Mothäuser Haide, Kolbemoor und Bärenlochhaide einschließlich der Einzugsgebiete dieser Moore – Teilbericht. In: Hydroconsult Bannewitz: „Auswirkungen des Klimawandels auf wasserabhängige Ökosysteme“ (Mskr.).
- WENDEL, D. (2008): Vegetationsparameter von Stengelhaide einschließlich ihrer Einzugsgebiete – Teilbericht. In Auftrag von: Hydroconsult Bannewitz (Mskr.).
- WENDEL, D. & OPPERMANN, B. (2010): Mothäuser Heide. In: SÄCHS. STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.): Naturschutzgebiete in Sachsen. Dresden, S. 550-553.
- WIENHAUS, O.; LIEBOLD, E. & LUX, H. (1992): Die Immissionsituation im südwestsächsischen Raum in ihren Wirkungen auf forstliche Ökosysteme. In: Air Pollution and Interactions between Organisms in Forst Ecosystems. Abstracts 15th Intern. Met. Special. Air Poll. Effects in Forest Ecosystems. Tharandt/Dresden.

- WIENER, B. & WIRTH, C. (1992): Untersuchungen zur Geschichte und Vegetation des Torfstiches Reitzenhain als Zuarbeit für das Gutachten zur ökologischen Situation, Regenerationsfähigkeit und naturschutzfachlichen Folgenutzung. Beleg-Arb., TU Dresden (Mskr.).
- WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. 5. Aufl., Heidelberg, Wiesbaden: Quelle und Meyer (UTB).
- WINKEL, G.; SCHAICH, H.; KONOLD, W. & VOLZ, K.-H. (2005): Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald. Naturschutz u. Biol. Vielfalt 11.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Stuttgart: Ulmer.
- ZINKE, P. (1995): Hydraulische Durchlässigkeit von Hochmoortorf. Dipl.-Arb., TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowiss., Dresden (Mskr.).
- ZINKE, P. (2002): Nutzungsgeschichte, Zustand und Revitalisierung der Moore im Erzgebirge. Telma 32: 267-280.
- ZINKE, P. & EDMOND, F. (2006): Hydraulische und hydrologische Erklärung von Ökotoptstrukturen am Regenmoor Kriegswiese im mittleren Erzgebirge. Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsforschung 45 (2): 34-60.
- ZINKE, P. & TEICHMANN, ST. (2000): Vorstudie zum Landesschwerpunktprojekt „Erzgebirgische Moore“. Im Auftrag des Sächs. Landesamtes für Umwelt und Geologie. Naturpark Erzgebirge/Vogtland, Schlettau (Mskr.).
- ZINKE, P. & ULLMANN, S. (2002): Ergänzende hydrologische Untersuchungen zum Moorgebiet Stengelhaide / Torfwerk Reitzenhain. ZV Naturpark Erzgebirge/Vogtland, Schlettau (Mskr.).

9 Verwendete Karten

- ANONYMUS (o. J.): Revier Kriegswald – Spezialkarte, Kartenblatt II, III, Streitwald. Standort: Archiv Forstbezirk Marienberg.
- ÄQUIDISTANTENKARTE: Nr. 128, 129, 130, 131, 140 – M 1: 25.000. Standort SLUB Dresden.
- CARPENTIER, J. (1770): Bergwerkscharte des Bergamtsrefiers Marienberg. Exponat der Ausstellung im Heimatmuseum Marienberg.
- CIR-ORTHOLUFTBILD – Bereiche: 5344 NO, 5344 SO, 5345 SO, 5345 SW, 5346 NO, 5346 SO, 5347 NW, 5347 SW, 5445 NO, 5445 NW, 5545 NW, 5545 SW). GEOSN (STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN, Hrsg.): b@siskarte sachsen, WMS-Geodienst (Nutzung 2008).
- GÄBERT, C. (1903): Geologische Spezialkarte des Königreichs Sachsen 1 : 25.000, Section Marienberg-Wolkenstein (No. 128). 2. Aufl., Leipzig: Giesecke & Devrient.
- GEOSN (STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN, 2008): ATKIS®-DGM2 ©, Erlaubnis Nr.15418/2008.
- HAZARD, J. (1886): Geologische Spezialkarte des Königreichs Sachsen 1 : 25.000, Section Kühnhaide – Sebastiansberg (No. 140). Leipzig: Giesecke & Devrient.
- HAZARD, J. (1888): Geologische Spezialkarte des Königreichs Sachsen 1 : 25.000, Section Olbernhau-Purschenstein (No. 130 und 131). Leipzig: Giesecke & Devrient.
- KUNZE, F.W. (1820): Kriegwalder Revier - Bestandskarte nach der Schätzung vom Jahre 1820. Archiv Forstbezirk Marienberg.
- LFUG (SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 1992): Geologische Übersichtskarte des Freistaates Sachsen 1 : 400.000. 3. Aufl., Freiberg.
- LFUG (SÄCHS. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 1993): Übersichtskarte der Böden des Freistaates Sachsen 1 : 400.000. 2. Aufl., Freiberg.
- MESSTISCHBLATT: Nr. 128, 129, 130, 131, 140 – M 1:25.000. Standort SLUB Dresden.
- NEUHOF, G.; LINDT, J. & WEISE, A. (1980): Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortskartierung – Annaberg-Buchholz, Blatt 58 – M 1 : 100.000. In: AKADEMIE DER LANDWIRTSCHAFTSWISSENSCHAFTEN (Hrsg.) Potsdam: VEB Kartographischer Dienst Potsdam.
- REINISCH, R. (1926): Geologische Karte von Sachsen 1 : 25.000, Blatt Zöblitz (Nr. 129). 2. Aufl., Leipzig: Giesecke & Devrient.
- RUGE (1889): Die erste Landesvermessung des Kurstaates Sachsen – Karte M 1 : 53.000. Dresden: Stengel & Markert. Standort SLUB Dresden.
- SÄCHSISCHES MEILENBLATT: Berliner Blatt Nr. 274, 294, 295, 310, 312, 313 – M 1:12.000. Standort SLUB Dresden.
- SÄCHSISCHES MEILENBLATT: Freiburger Blatt Nr. 272, 295, 296, 314, 317, 318 – M 1:12.000. Standort SLUB Dresden.
- STEEGER, E. (1818): Einsiedler Revier – Spezialkarte, Sect. I. Standort: Archiv Forstbezirk Marienberg.
- TK 10 (TOPOGRAPHISCHE KARTE – M 1:10.000) – Bereiche: 5344 NO, 5344 SO, 5345 SO, 5345 SW, 5346 NO, 5346 SO, 5347 NW, 5347 SW, 5445 NO, 5445 NW, 5545 NW, 5545 SW). GEOSN (Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen, Hrsg.): b@siskarte sachsen, WMS-Geodienst (Nutzung 2008).

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als diese kenntlich gemacht worden. Bei der Auswahl und Auswertung des Materials sowie der Herstellung des Manuskripts habe ich Unterstützung von folgenden Personen erhalten:

.....

Weitere Personen waren an der geistigen Herstellung der vorliegenden Arbeit nicht beteiligt. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe eines oder mehrerer Promotionsberater(s) in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbare noch mittelbare geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde zum Zwecke der Promotion vorgelegt.

Ich bestätige, dass ich die Promotionsordnung der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der TU Dresden anerkenne.

Tharandt, 12. April 2011

.....

Ort, Datum,

Dirk Wendel

.....

Unterschrift