

**Hans Joosten, Kristina Brust, John Couwenberg,
Alexander Gerner, Bettina Holsten, Thorsten Permien,
Achim Schäfer, Franziska Tanneberger, Michael Trepel
und Andreas Wahren**

MoorFutures®

**Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen
einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate –
Standard, Methodologie und Übertragbarkeit
in andere Regionen**



MoorFutures[®]

**Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen
einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate –
Standard, Methodologie und Übertragbarkeit
in andere Regionen**

**Hans Joosten
Kristina Brust
John Couwenberg
Alexander Gerner
Bettina Holsten
Thorsten Permien
Achim Schäfer
Franziska Tanneberger
Michael Trepel
Andreas Wahren**



Titelbild: Blick auf den wiedervernässten Polder Kieve (Foto: A. Schäfer, Mai 2013).

Adressen der Autorinnen und Autoren:

Prof. Dr. Dr. h.c. Hans Joosten	Universität Greifswald
John Couwenberg	Institut für Botanik und Landschaftsökologie
Achim Schäfer	Soldmannstraße 15, 17487 Greifswald
Dr. Franziska Tanneberger	joosten@uni-greifswald.de
Kristina Brust	Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH
Alexander Gerner	Gerlinger Straße 4, 01728 Bannewitz
Andreas Wahren	wahren@hydro-consult.de
Dr. Bettina Holsten	Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
PD Dr. Michael Trepel	Institut für Ökosystemforschung
	Olshausenstraße 75, 24118 Kiel
	bholsten@ecology.uni-kiel.de
Dr. Thorsten Permien	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz M-V
	Abteilung 2 – Nachhaltige Entwicklung, Forsten und Naturschutz
	Dreescher Markt 2, 19061 Schwerin
	t.permien@lu.mv-regierung.de
John Couwenberg	DUENE e.V. c/o Universität Greifswald
Achim Schäfer	Soldmannstraße 15, 17487 Greifswald
	schaefer@duene-greifswald.de
Dr. Franziska Tanneberger	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
	Permoser Straße 15, 04318 Leipzig
	franziska.tanneberger@ufz.de

Fachbetreuerin im BfN:

Katharina Dietrich FG I 2.1 „Recht, Ökonomie und naturverträgliche regionale
Entwicklung“

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturlatenbank „**DNL-online**“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-085-9

Bonn - Bad Godesberg 2013

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	12
2 Moore, Klima und Kohlenstoffmärkte	14
2.1 Moore und Klima	14
2.2 Moore in internationalen Klimaschutzabkommen.....	15
2.3 Moore auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt	19
2.4 Kohlenstoffzertifikate aus Mooren und die Abbildung weiterer Ökosystemdienstleistungen	20
3 Kriterien für die Generierung von Zertifikaten für den Kohlenstoffmarkt	23
3.1 Einleitung	23
3.2 Zusätzlichkeit.....	23
3.3 Messbarkeit	24
3.4 Verifizierbarkeit.....	26
3.5 Konservativität	27
3.6 Vertrauenswürdigkeit	27
3.7 Nachhaltigkeit.....	27
3.8 Permanenz.....	28
3.9 Referenzzustand	31
3.10 Projektlaufzeit	32
3.11 Leakage	32
4 Standard und Methodologie der MoorFutures®-Kohlenstoffzertifikate (Version 1.0) 34	34
4.1 Standard.....	34
4.2 Methodologie.....	38
4.3 Ergebnisse für Polder Kieve	42
4.4 Vergleich zu anderen Standards.....	46
5 Grundzüge von Standard und Methodologie zur Abbildung weiterer Ökosystem- dienstleistungen in MoorFutures®-Kohlenstoffzertifikaten (Version 2.0)	48
5.1 Übersicht zu Standard und Methodologie	48
5.2 Wasserqualitätsverbesserung.....	49
5.2.1 Veränderungen nach Wiedervernässung	49
5.2.2 Methodologie	50
5.2.3 Ergebnisse für Polder Kieve	55
5.3 Hochwasserrückhalt	57
5.3.1 Veränderungen nach Wiedervernässung	57
5.3.2 Methodologie	58
5.3.3 Ergebnisse für Polder Kieve	60
5.4 Grundwasseranreicherung	64
5.4.1 Veränderungen nach Wiedervernässung	64
5.4.2 Methodologie	66
5.4.3 Ergebnisse für Polder Kieve	69
5.5 Verdunstungskühlung.....	71
5.5.1 Veränderungen nach Wiedervernässung	71
5.5.2 Methodologie	72

5.5.3	Ergebnisse für Polder Kieve	78
5.6	Erhöhung der moortypischen Biodiversität.....	79
5.6.1	Veränderungen nach Wiedervernässung	79
5.6.2	Methodologie	83
5.6.3	Ergebnisse für Polder Kieve	87
6	Herausforderungen für die Weiterentwicklung.....	91
6.1	Standard.....	91
6.2	Methodologien.....	92
6.2.1	Treibhausgasemissionsreduktion	93
6.2.2	Wasserqualitätsverbesserung	94
6.2.3	Hochwasserrückhalt	95
6.2.4	Grundwasseranreicherung	95
6.2.5	Verdunstungskühlung	95
6.2.6	Erhöhung der moortypischen Biodiversität	96
6.3	Finanzierung und Preisgestaltung	97
7	Hinweise zur Übertragung in andere Regionen.....	98
7.1	Einführung.....	98
7.2	Übertragbarkeit der Vorgehensweise.....	99
7.3	Übertragbarkeit der Prinzipien des Standards	99
7.4	Übertragbarkeit der einzelnen Zusatzeffekte	99
7.4.1	Allgemeines	99
7.4.2	Wasserqualitätsverbesserung	100
7.4.3	Hochwasserrückhalt	100
7.4.4	Grundwasseranreicherung	101
7.4.5	Verdunstungskühlung	101
7.4.6	Erhöhung der moortypischen Biodiversität	101
7.5	Übertragbarkeit der Methoden	101
7.5.1	Allgemeines	101
7.5.2	Treibhausgasemissionsreduktion	102
7.5.3	Wasserqualitätsverbesserung	102
7.5.4	Hochwasserrückhalt	103
7.5.5	Grundwasseranreicherung	104
7.5.6	Verdunstungskühlung	104
7.5.7	Erhöhung der moortypischen Biodiversität	105
7.6	Was muss bei der Einführung eines Kohlenstoffzertifikates, das weitere Ökosystemdienstleistungen abbildet, beachtet werden?.....	106
8	Zusammenfassung	107
9	Danksagung	113

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Emissionsreduktion im Falle einer Umkehrung der Projektaktivität.	30
Abbildung 2: Ausgewählte Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST).	41
Abbildung 3: Lage des Projektgebietes im Polder Kieve.....	43
Abbildung 4: Vegetationstypen im wahrscheinlichsten Referenzszenario und im Projektszenario im Polder Kieve.	45
Abbildung 5: Funktionsweise des WETTRANS-Modells.	54
Abbildung 6: Vorläufige Hochwasserrisikoabschnitte nach EU-HWRM-RL.	62
Abbildung 7: Speicherinhaltslinie für den Polder Kieve.	63
Abbildung 8: Empirische Unterschreitungswahrscheinlichkeit der Hochwasserfüllen der Elde am Pegel Wredenhagen (1983-2011).....	63
Abbildung 9: Schematisches Konzept zur Berechnung der Scheitelreduktion für das Hochwasser (Dezember 1986 bis Januar 1987) durch den Polder Kieve.	64
Abbildung 10: Interaktion zwischen Moor und Grundwasser.	65
Abbildung 11: Berechneter Grundwasseranstieg nach einer Wiedervernässung.	66
Abbildung 12: Änderung des mittleren Grundwasserstandes in GWL 1.	70
Abbildung 13: Strahlungsbilanzen für unterschiedliche Landnutzungen am Beispiel der Klimastation Marnitz.	74
Abbildung 14: Strahlungsbilanzen im Jahresgang für verschiedene Landnutzungen.	74
Abbildung 15: Komponenten der Energiebilanz über Grünland mit unterschiedlichen Entwässerungstiefen.	77
Abbildung 16: Vegetationsabhängige Komponenten der Energiebilanz.....	77
Abbildung 17: Vegetationsentwicklung im Anklamer Stadtbruch.....	81
Abbildung 18: Abundanzen der Brutvögel vor und acht Jahre nach der Wiedervernässung im Polder Randow-Rustow, Mecklenburg-Vorpommern.	82
Abbildung 19: Ermittlung möglicher Zusatznutzen durch zusätzlichen Hochwasserrückhalteraum.	104
Abbildung 20: Verdunstungskühlung durch Wiedervernässung von Grünland.....	105

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der LULUCF Aktivitäten des Kyoto Protokolls und Maßnahmen, die als die Tätigkeiten „Trockenlegung“ und „Wiedervernässung“ berichtet werden müssen..	18
Tabelle 2: Kriterien und Vorgaben des MoorFutures-Standards.	37
Tabelle 3: Typische Inhalte einer Methodologie und ihre Ausfüllung bei den MoorFutures in Bezug auf die Quantifizierung von Treibhausgasemissionen.....	38
Tabelle 4: Wasserstufen und ihre Wasserstände.....	40
Tabelle 5: Vegetationstypen, THG-Flusswerte und Flächenanteile in den Referenz- und im Projektszenario für Polder Kieve.....	44
Tabelle 6: Vergleich der Umsetzung grundlegender Kriterien für Kohlenstoffzertifikate in Kyoto-Protokoll, VCS und MoorFutures®.	47
Tabelle 7: In MoorFutures v. 2.0 berücksichtigte Zusatzeffekte mit ihren Normal- und Premiumverfahren zur Quantifizierung.	49
Tabelle 8: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Wasserqualitätsverbesserung in MoorFutures v. 2.0.	51
Tabelle 9: Beispiele für die Ableitung von Faustzahlen für den N-Austrag.	52
Tabelle 10: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung der Wasserqualitätsverbesserung.	54
Tabelle 11: Jährliche Stickstoffausträge (in kg N a ⁻¹) aus dem Polder Kieve im Referenzszenario, im Extensiv-Szenario und im Projektszenario nach der Vernässung, berechnet nach dem NEST-Ansatz.....	55
Tabelle 12: WETTRANS-Ergebnisse für verschiedene Ausgangs- und Vernässungsszenarien.	56
Tabelle 13: Auswirkungen unterschiedlicher Annahmen auf das eingeschätzte Risiko.....	57
Tabelle 14: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung des Hochwasserrückhaltes in MoorFutures v. 2.0.	58
Tabelle 15: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung des Hochwasserschutzes.	60
Tabelle 16: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Grundwasseranreicherung in MoorFutures v. 2.0.	67
Tabelle 17: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung des Hochwasserschutzes.	69
Tabelle 18: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Verdunstungskühlung in MoorFutures v. 2.0.....	72
Tabelle 19: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung der Verdunstungskühlung.	78
Tabelle 20: Änderung des Restgliedes der Energiebilanz (H+G) für den Polder Kieve vor und nach der Wiedervernässung.	79
Tabelle 21: Amphibienvorkommen während einer kontrollierten Wiedervernässung in den Jahren 2000-2008 in einer Untersuchungsfläche im Polder Randow-Rustow.	82
Tabelle 22: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Erhöhung moortypischer Biodiversität in MoorFutures v. 2.0.	83
Tabelle 23: Biodiversitätsbewertung in der Eingriffsregelung nach LUNG (1999) und in MoorFutures v. 2.0.	84

Tabelle 24: Beispiele für Biotoptypen auf Moorböden in den Biotopwertverfahren der Eingriffsregelung in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 1999) und in Nordrhein-Westfalen (LANUV 2013).	85
Tabelle 25: Einschätzung der Biodiversität in Polder Kieve in Referenzszenario, alternativem Referenzszenario und Projektszenario mittels BEST-Ansatz.	88
Tabelle 26: Vogelvorkommen 2012 und 2013 im Polder Kieve.	88
Tabelle 27: Vorkommen und Evaluierung nach GÖRN & FISCHER (2011) von Vogelarten im Polder Kieve anhand von hypothetischen Szenarien.	90

Abkürzungsverzeichnis

AFOLU	Agriculture, Forestry and Other Land Use
AG	Arbeitsgemeinschaft
ALM	Agricultural Land Management
BB	Brandenburg
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BEST	Biodiversitäts-Evaluierungs-Standort-Typen, Biodiversity Evaluation Site Type
CBD	Convention on Biological Diversity
CCBA	Climate, Community and Biodiversity Alliance
CDM	Clean Development Mechanism
CER	Certified Emission Reduction
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
CO ₂ -Äq.	Kohlendioxid-Äquivalent
CSR	Corporate Social Responsibility
DGM	Digitales Gelände Modell
DOC	Dissolved Organic Carbon
EEST	Evapotranspirations-Energie-Standort-Typen, Evapotranspiration Energy Site Types
EIA	Environmental Impact Assessment
ERU	Emission Reduction Unit
ETS	European Union Emission Trading System
EU	Europäische Union
GEST	TreibhausGas-Emissions-Standort-Typen, Greenhouse gas emission site types
GWFlab	Grundwasserflurabstand
GOK	Geländeoberkante
GWL	Grundwasserleiter
GWP	Global Warming Potential
HK	Hydrogeologische Karte
HN	Höhennull
HWRM-RL	Hochwasserrisikomanagementrichtlinie
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem

IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
JI	Joint Implementation
KP	Kyoto-Protokoll
LABO	Bund/Länder-AG Bodenschutz
LANA	Bund/Länder-AG Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung
LAWA	Bund/Länder-AG Wasser
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry
MRV	Measuring, Reporting, Verifying
MV	Mecklenburg-Vorpommern
N	Stickstoff
N ₂ O	Lachgas
NEST	N-Emissions-Standort-Typen, Nitrogen Emission Site Types
ÖDL	Ökosystemdienstleistungen
P	Phosphor
POC	Particulate Organic Carbon
SEA	Strategic Environmental Assessment
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
THG	Treibhausgas
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
v.	Version
VCS	Verified Carbon Standard
vgl.	vergleiche
WD	Wasserversorgungsdefizit
WLw	langfristiger, medianer Wasserstand der nassen Saison
WLd	langfristiger, medianer Wasserstand der trockenen Saison
WRC	Wetland Rewetting and Conservation
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Vorworte

Moore wieder zu vernässen bedeutet, Synergien zwischen Natur- und Klimaschutz zu schaffen: es werden nicht nur kostengünstig Treibhausgasemissionen eingespart, sondern es entstehen auch wertvolle Lebensräume und damit ein Beitrag zum Schutz der biologischen Vielfalt. Wiedervernässte Moore können zudem weitere zahlreiche ökologische Leistungen für die Gesellschaft erbringen, beispielsweise der Rückhalt von Nährstoffen, die Regulierung des Lokalklimas sowie des Wasserhaushalts und ihre Funktion als Erholungs- und Erlebnisräume.

Das Bundesamt für Naturschutz setzt sich dafür ein, die umfassenden Leistungen der Natur transparent zu machen und aufzuzeigen, dass diese eine wichtige Basis unseres Wohlergehens und Wirtschaftens darstellen. Mit „Naturkapital Deutschland“, dem nationalen Folgeprozess der internationalen TEEB-Studie, wird versucht, neben den ästhetischen, emotionalen und intrinsischen Werten der Natur auch deren wirtschaftliche Bedeutung zu erfassen und Instrumente zu entwickeln, wie die Gesellschaft diesen Werten gerecht werden kann. Vor diesem Hintergrund unterstützt das Bundesamt für Naturschutz die Weiterentwicklung der Kohlenstoffzertifikate MoorFutures. In einem Pilotprojekt wurden die Zusatznutzen der Wiedervernässung eines Moores wissenschaftlich belegt und Grundlagen für deren Einbeziehung in den bestehenden MoorFutures-Standard geschaffen. Die so weiter entwickelten MoorFutures beziffern nun nicht nur die Menge der eingesparten Treibhausgase, sie bilden auch den Nutzen für die anderen ökologischen Leistungen und den Schutz der biologischen Vielfalt ab.

Investitionen in MoorFutures mit belegten Zusatznutzen bieten insbesondere Unternehmen eine gute Möglichkeit, durch die freiwillige Kompensation ihrer Emissionen zugleich zum Schutz der biologischen Vielfalt und der vielfältigen Leistungen der Moore beizutragen. Daher werden MoorFutures auch durch das Projekt „Unternehmen Biologische Vielfalt 2020“ unterstützt, mit dem das Bundesumweltministerium, das Bundesamt für Naturschutz, die deutsche Wirtschaft und Naturschutzverbände gemeinsam den Schutz der biologischen Vielfalt vorantreiben.

Die ausführliche Beschreibung der Kriterien und verwendeten Methoden zur Erzeugung der weiterentwickelten MoorFutures halten Sie nun in Ihren Händen. Um erweiterte Kohlenstoffzertifikate als neues Instrument der Moorschutzfinanzierung in ganz Deutschland und über seine Grenzen hinweg nutzen zu können, wird zudem aufgezeigt, worauf bei der Übertragung der Kriterien und Methoden auf andere Regionen geachtet werden muss.

Erfahren Sie mehr über die MoorFutures und lassen Sie sich inspirieren und motivieren von den Möglichkeiten, die Leistungen der Moore für die Gesellschaft darzustellen und dies für den Moorschutz – vielleicht auch in Ihrer Region – zu nutzen.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

Welche Leistungen erbringt ein dünnbesiedeltes Land wie Mecklenburg-Vorpommern mit seinen ländlichen Räumen für die Gesellschaft? Um diese Frage zu beantworten reicht es nicht aus, nur auf das Bruttoinlandsprodukt oder andere ökonomische Indikatoren zu schauen: dieses Bild würde immer unvollständig bleiben müssen. So können wir die umfangreichen Leistungen, die unsere Natur bereitstellt, derzeit nur unvollständig beschreiben und insbesondere bewerten, hier fehlen häufig die Instrumente. Andererseits bilden gerade diese Leistungen oftmals die Grundlage für eine nachhaltige Wirtschaftsentwicklung.

Mecklenburg-Vorpommern kann auf langjährige Erfahrungen bei der Wiedervernässung von Mooren zurückblicken. Oftmals standen naturschutzfachliche Gründe im Vordergrund. Dass durch die Wiedervernässung auch das Klima profitiert, war zwar bekannt, wir konnten diese Leistung der Moore jedoch lange nicht quantifizieren. Dank der Forschungsergebnisse insbesondere der Universität Greifswald sind wir heute deutlich weiter.

Mit der Waldaktie und vor allem auch den MoorFutures haben wir in Mecklenburg-Vorpommern Instrumente entwickelt, die zumindest die Klimaschutzleistungen der Wälder und der Moore - plakativ gesprochen - mit einem Preisschild versehen. Heute sind wir in der Lage, zumindest diesen Bereich zu quantifizieren und auch für private Investitionen zu öffnen und haben damit unsere Rolle als Pionierland weiter ausgebaut. Die MoorFutures vermarkten wir als Kohlenstoffzertifikat für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt seit 2012 gemeinsam mit dem Land Brandenburg.

Es freut mich sehr, dass es nun gelungen ist, weitere Leistungen wiedervernässter Moore über den Klimaschutz hinaus zu quantifizieren. Das vorliegende Skript soll die Hintergründe zum ersten Kohlenstoffzertifikat dieser Art und dessen Weiterentwicklung erläutern. Das Skript bietet eine konkrete Handreichung zur Übertragung dieses Erfolgsmodells in andere Länder und auch auf die internationale Ebene.

Dr. Till Backhaus

Minister für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern

1 Einleitung

Die Bundesregierung hat den internationalen TEEB-Prozess (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) mit initiiert und wesentlich gefördert. Er zielte darauf ab, die Bedeutung der Natur sichtbar zu machen und sie dadurch stärker bei Entscheidungen zu berücksichtigen. Eine zentrale Schlussfolgerung der TEEB-Studien lautet: Die explizite Berücksichtigung mehrerer Ökosystemdienstleistungen (ÖDL) einschließlich Biodiversität verbessert wesentlich die Entscheidungsgrundlage in einer großen Bandbreite von politischen Aufgaben (TEEB 2010). ÖDL bezeichnen direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen (physischen und psychischen) Nutzen bringen (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012). „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ möchte den internationalen Prozess auf nationaler Ebene weiterführen und so auch die Umsetzung der Ziele der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt unterstützen (BMU, 2007). In diesem Skript wird anhand der MoorFutures ein konkretes Beispiel gegeben, wie die TEEB-Empfehlung zur expliziten Berücksichtigung mehrerer ÖDL einschließlich Biodiversität in Deutschland Anwendung finden kann.

Wiedervernässung von entwässerten Mooren reduziert die Emission von Treibhausgasen (THG). MoorFutures sind Kohlenstoffzertifikate, die diese Emissionsreduktionen nach Wiedervernässung abbilden. Diese Zertifikate werden als Kompensation für unvermeidbare Emissionen an Unternehmen, Organisationen und Einzelpersonen verkauft; über die Einnahmen werden die Wiedervernässungsmaßnahmen finanziert. MoorFutures sind 2010 in Mecklenburg-Vorpommern eingeführt worden und waren weltweit die ersten Kohlenstoffzertifikate für Moorwiedervernässung. Sie werden zurzeit in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern verkauft (www.moorfutures.de).

Wiedervernässung und die damit einhergehende Regeneration der Moorflächen liefern neben der Emissionsreduktion aber auch wichtige weitere ÖDL, wie z.B. Stoffrückhalt, regionale Wasser- und Klimaregulierung sowie Biodiversität. Diese weiteren ÖDL sind als Zusatzdienstleistungen jedoch bisher nicht in den Zertifikaten abgebildet beziehungsweise berücksichtigt. Dies bedeutet, dass MoorFutures auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt mit einer Reihe anderer Kompensationszertifikate konkurrieren, ohne dass ihr bedeutender ökologischer Mehrwert dabei eine Rolle spielt. Ein integrierter Standard für MoorFutures soll diesen ökologischen Mehrwert anhand einer Reihe abgebildeter ÖDL (einschließlich Biodiversität) sichtbar machen.

Im Rahmen des durch das Bundesamt für Naturschutz, mit Mitteln des Bundesumweltministeriums geförderten, F+E-Vorhabens „Integrierter Moor-Offset-Standard. Zertifizierung ökologischer Co-Benefits von CO₂-Offsets für Moor-Wiedervernässung“ (2011-2013) wurden die MoorFutures aus der Wiedervernässung des Polders Kieve (Mecklenburg-Vorpommern) im Sinne einer TEEB-Implementierung weiterentwickelt und ihr Mehrwert in Bezug auf weitere ÖDL quantifiziert. Diese ÖDL können nun erstmals für ein konkretes Gebiet, den Polder Kieve, als Zusatzeffekte abgebildet werden. Der Polder Kieve ist das erste Projektgebiet, das durch eine Finanzierung über MoorFutures wiedervernässt wurde.

Das vorliegende Skript präsentiert die im dem Vorhaben gewonnenen Erkenntnisse. Kapitel 2 dient zur allgemeinen Einführung in die Klimawirkung der Moore und ihrer Stellung in verpflichtenden und freiwilligen Kohlenstoffmärkten. Dabei wird auch auf die Abbildung zusätzli-

cher ÖDL eingegangen. In Anlehnung an DE GROOT (1992) und JOOSTEN & CLARKE (2002) wird die Biodiversität in diesem Bericht nicht als übergeordnet, sondern als Informationsfunktion (ÖDL) betrachtet (vgl. auch DE GROOT et al. 2002, BOYD & BANZHAF 2007, FISHER & TURNER 2008). In Kapitel 3 werden die am freiwilligen Kohlenstoffmarkt vorherrschenden Kriterien erläutert und in Kapitel 4 für den MoorFutures-Standard konkretisiert. Neben dem Standard beschreibt Kapitel 4 auch die Methodologie, die unter MoorFutures angewandt wird, um die Emissionsreduktionen zu bestimmen, sowie die tatsächliche Umsetzung dieser Methodologie für den Polder Kieve. Die Abbildung weiterer ÖDL erfolgt in Kapitel 5 unter Einhaltung der in Kapitel 3 erläuterten Kriterien. Die Möglichkeiten und Grenzen der Übertragbarkeit von den für das Modellgebiet Kieve gewonnenen Erkenntnissen auf andere Moorstandorte und die Erweiterung des MoorFutures-Standards um zusätzliche ÖDL werden in Kapitel 6 erläutert. Inwieweit ein solcher Standard in andere Regionen und Länder übertragbar ist, wird in Kapitel 7 dargelegt.

2 Moore, Klima und Kohlenstoffmärkte

2.1 Moore und Klima

Obwohl sie nur 3% (4.000.000 km²) der Landfläche der Welt einnehmen, enthalten die Moore 500 Gigatonnen Kohlenstoff in ihren Torfen, d.h. eine Menge zweimal größer als in der gesamten Biomasse aller Wälder der Erde. Dies macht Moore zu den raumeffektivsten Kohlenstoffspeichern aller terrestrischen Ökosysteme. In der borealen Zone enthalten Moore im Schnitt siebenfach mehr Kohlenstoff als andere Ökosysteme, in den Tropen selbst das Zehnfache. Nur die Mammutbaumwälder im pazifischen Nordwesten Amerikas erreichten – bevor sie von Menschen ausgebeutet wurden und auch nur auf einer sehr kleinen Fläche – die Hälfte der Kohlenstoffmenge pro Hektar eines durchschnittlichen Moores. Der enorme Bodenkohlenstoffvorrat ist das wichtigste Merkmal von Mooren: Moore sind Landschaften mit einem Torfboden, und dieser Torf besteht weitgehend aus Kohlenstoff (JOOSTEN & COUWENBERG 2008, JOOSTEN 2011).

Torf wird durch Wassersättigung konserviert. Solange Moore nass sind, bleibt der Kohlenstoff nahezu für immer gespeichert und der Torf ändert sich im Laufe der Zeit in Braunkohle und Steinkohle. Der Kohlenstoffspeicher wächst langsam aber kontinuierlich an durch die Zufügung von frischem Pflanzenmaterial, das in Torf umgesetzt wird. So haben sich im Laufe der Zeit dicke Torfschichten abgelagert.

Nasse, torfakkumulierende Moore beeinflussen die Bilanz der THG auf zwei Weisen:

- Sie legen Kohlenstoff fest. CO₂ wird durch die Vegetation aufgenommen und ein kleiner Teil davon wird in die sich neu bildenden Torfe als Kohlenstoff abgelagert. Durch Torfbildung wird CO₂ „für ewig“ aus der Atmosphäre entzogen;
- Sie stoßen Methan (CH₄) aus. Unter den für die Torfbildung notwendigen nassen Bedingungen wird ein Teil des Pflanzenmaterials anaerob umgesetzt und als Methan (CH₄), ein 25-mal kräftigeres Treibhausgas als CO₂, in die Atmosphäre emittiert.

Der Netto-Klimaeffekt dieser zwei Prozesse unterscheidet sich je nach Moortyp und Mooralter. In weltweitem Maßstab sind beide Prozesse mehr oder weniger in Balance, d.h. natürliche Moore sind eine globale CO₂-Senke von 150-250 Millionen t CO₂-Äq. pro Jahr und eine globale CH₄-Quelle von etwa 200 Millionen t CO₂-Äq. pro Jahr (JOOSTEN & COUWENBERG 2008). Langfristig ist der klimatische Effekt der CO₂-Aufnahme wichtiger als der der CH₄-Emission, weil CH₄ mit einer Verweilzeit von 12 Jahren in der Atmosphäre vergleichsweise schnell abgebaut wird (FORSTER et al. 2007). Demzufolge haben Moore schon seit 10.000 Jahren eine kühlende Wirkung auf das Weltklima (FROLKING et al. 2006).

Wenn ein Moor entwässert wird, bleibt der Torf nicht länger wassergesättigt und es tritt Sauerstoff in den Torf ein. Dadurch hört die Emission von CH₄ auf und es werden infolge oxidativen Torfabbaus CO₂ und oft auch Lachgas (N₂O), ein 210-mal stärkeres THG als CO₂, emittiert. Diese Emissionen halten an so lange das Moor entwässert bleibt, d.h. im allgemeinen Jahrzehnte bis Jahrhunderte. Diese Kombination von „groß“ und „lang andauernd“ unterscheidet den Klimaeffekt von entwässerten Mooren grundsätzlich von z.B. dem der Vernichtung der Tropenwälder. Die oft mit Entwässerung einhergehenden Torfbrände erhöhen diese THG-Emissionen noch zusätzlich (JOOSTEN 2011).

Die entwässerten Moore der Welt sind verantwortlich für einen substantiellen Anteil der anthropogenen THG-Emissionen. Es wird geschätzt, dass die 500.000 km² entwässerten Moore weltweit jährlich 2 Gigatonnen CO₂ emittieren. Dies bedeutet, dass 0,3% der globalen Landfläche verantwortlich ist für 6% der weltweiten anthropogenen CO₂-Emissionen. Die wichtigsten Hotspots dieser Emissionen sind Indonesien, die Europäische Union, Russland, China und die USA. Auch Deutschland gehört zur Weltspitze der Moor-CO₂ emittierenden Länder (JOOSTEN 2009). In Deutschland betragen die jährlichen THG-Emissionen aus landwirtschaftlicher Moornutzung 43 Millionen t CO₂-Äq. Dies entspricht 57% der landwirtschaftlichen Gesamtemissionen, obwohl Moore nur 6% der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen (UBA 2013).

Wo steht Mecklenburg-Vorpommern?

Die Nutzung der Moorstandorte in Mecklenburg-Vorpommern hat eine lange Historie. Die frühe Nutzung erfolgte zur Gewinnung von Grobheu für die Pferdehaltung. Ab Mitte des 18. Jahrhunderts wurden erste großräumige Entwässerungsmaßnahmen vorgenommen und die Nutzung erweiterte sich auf Futterwerbung für die Rinderhaltung. Die Nutzbarmachung der Moore für die Milchviehhaltung wurde erst mit den großflächigen Entwässerungs- und Meliorationsmaßnahmen der 1970er Jahre möglich. Wasserregulierende Maßnahmen (Polderung, Dränung, künstliche Vorflut) mit dem Ziel der Einstellung von Grundwasserständen von 40-80 cm unter Flur ermöglichten die Etablierung von Futterpflanzenbeständen (sog. Saatgrasland). Bereits in den 1980er Jahren zeigten sich die Moordegradierung und irreversible Veränderung der Bodeneigenschaften und der Niveauverlust durch Moorschwind erforderte wiederholte Investitionen in die wasserwirtschaftlichen Anlagen.

Nach 1990 wurde aufgrund des deutlichen Rückgangs der Tierbestände, der wachsenden Ansprüche an die Futterqualität bei der Milcherzeugung und des wachsenden Anteils maroder wasserwirtschaftlicher Anlagen die landwirtschaftliche Nutzung eines Teils der Moorflächen in Frage gestellt. Nachdem ein Ostseehochwasser große eingedeichtete Moorflächen im Küstenbereich überflutet hatte, beschloss der Landtag Ende 1995 die Erarbeitung eines Moorschutzkonzepts, welches 1997 verabschiedet und 2009 fortgeschrieben wurde.

Die bis 2008 umgesetzten Moorschutzmaßnahmen durch Wiedervernässung verringerten den Gesamtumfang der jährlichen Emissionen um ca. 300.000 t CO₂-Äq. gegenüber dem Jahr 2000. Die jährlichen THG-Emissionen betragen 2009 allerdings immer noch ca. 6,2 Millionen t CO₂-Äq. Damit sind die entwässerten Moore die größte THG-Quelle in Mecklenburg-Vorpommern (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MECKLENBURG-VORPOMMERN 2009).

2.2 Moore in internationalen Klimaschutzabkommen

Die Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) hat als Ziel „die Stabilisierung der THG-Konzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird.“ (Artikel 2). Fortschritte bezüglich dieses Ziels werden mittels THG-Berichterstattungen überwacht. Diese Berichte, die die entwickelten Länder jährlich bei der UNFCCC einreichen müssen, folgen den Richtlinien, die vom Intergovernmental Panel on

Climate Change (IPCC) entwickelt worden sind. Die Berichterstattung erfolgt für sechs Sektoren, darunter der Sektor Landnutzung. Dabei können Moore unter allen der sechs Landnutzungskategorien (u.a. Wald, Grünland, Feuchtgebiete) berichtet werden.

Mit dem Kyoto-Protokoll (KP) bekennen sich industrialisierte Staaten und Staaten, die sich im Übergang zu einer Marktwirtschaft befinden (Annex-I-Länder), zu rechtsverbindlichen Emissionsbeschränkungen und -minderungen. Um die Reduktion möglichst effizient zu erreichen enthält es flexible Mechanismen in Form eines Handels mit Emissionsrechten. Dabei kann ein Annex-I-Land

- wenn mehr reduziert worden ist als vereinbart - seinen Überschuss an Emissionsrechten an ein anderes Annex-I-Land verkaufen („International Emission Trading“) oder
- ein Emissionsreduktionsprojekt in einem anderen entwickelten Land finanzieren („Joint Implementation“) und als Ausgleich Kohlenstoffzertifikate („Emission Reduction Units“, ERUs) erhalten oder
- ein Emissionsreduktionsprojekt in einem Entwicklungsland finanzieren („Clean Development Mechanism“, CDM) und als Ausgleich Kohlenstoffzertifikate („Certified Emission Reductions“, CERs) erhalten.

Was sind Kohlenstoffzertifikate?

Kohlenstoffzertifikate sind Emissionsrechte für THG-Emissionen, die im Rahmen eines „cap and trade“-Systems an Märkten gehandelt werden. Der Handel mit Verschmutzungsrechten beruht auf dem von DALES (1968) ursprünglich für den Gewässerschutz entwickelten Standard-Mengen-Ansatz. Die Grundidee besteht darin, dass der Staat, oder wie beim Klimaschutz eine Staatengemeinschaft, die zulässige Menge der Emissionen in einem bestimmten Zeitintervall begrenzt („cap“). Danach erhalten die Emittenten so genannte Emissionsrechte, die sie dazu berechtigen, eine festgelegte Emission pro Zeiteinheit zu emittieren. Die Zertifikate, die diese Rechte belegen, sind übertragbar und können am Markt gehandelt werden („trade“). Durch Angebot und Nachfrage bildet sich ein Preis für die Zertifikate. Unternehmen können entscheiden, ob sie die Emissionen kostengünstiger vermeiden können oder ob sie am Kohlenstoffmarkt Zertifikate kaufen. Durch die Ausnutzung von Marktmechanismen kann somit ein politisch vorgegebenes Umweltziel mit minimalen volkswirtschaftlichen Kosten erreicht werden. Eine wichtige Voraussetzung für den Handel mit Zertifikaten ist, dass die rechtlichen und institutionellen Rahmenbedingungen vorhanden sind. Dabei ist zu beachten, dass Zertifikate Verfügungsrechte sind, die einen klaren Eigentümer haben müssen. Der Eigentümer hat das Recht, die festgelegte Menge an THG-Emissionen zu emittieren oder dieses Recht zu verkaufen. Wichtig ist, dass das Eigentumsrecht vertraglich festgelegt ist und von einer unabhängigen Institution (z.B. von der Regierung) anerkannt wird und durchgesetzt werden kann (SCHÄFER et al. 2012).

Das Kyoto-Protokoll wurde vor allem zur Einschränkung industrieller Emissionsquellen geschaffen. Gleichzeitig wurde die Möglichkeit eröffnet, diese Emissionen mittels verbessertem Landmanagement im Landnutzungssektor (für das KP als Land Use, Land Use Change and

Forestry, kurz LULUCF, bezeichnet) zu kompensieren. Diese Möglichkeit wurde in der ersten Verpflichtungsperiode (2008-2012) nur eingeschränkt genutzt. Nur die Aktivitäten „Aufforstung“, „Wiederaufforstung“ und „Entwaldung“ mussten verpflichtet verrechnet werden, die anderen konnten freiwillig gewählt werden, was – abgesehen von der Aktivität „Waldbewirtschaftung“, die etwa von der Hälfte der Länder gewählt wurde, kaum geschah. Für die zweite Verpflichtungsperiode (2013-2020) ist die Landnutzungsaktivität „Waldbewirtschaftung“ verpflichtend für alle Annex-I-Länder festgeschrieben. Das Verrechnen von anderen Landnutzungsaktivitäten (z.B. die neue Aktivität „Trockenlegung von Feuchtgebieten und Wiedervernässung trockengelegter Flächen“ („Wetland drainage and rewetting“) ist auch für die zweite Verpflichtungsperiode freiwillig geblieben.

Obwohl die *Aktivität* „Trockenlegung von Feuchtgebieten und Wiedervernässung trockengelegter Flächen“ - falls gewählt - nur für organische Böden gilt, die seit 1990 entwässert oder wiedervernässt wurden und die nicht schon unter einer anderen verpflichtenden oder gewählten Aktivität verrechnet werden, können die *Tätigkeiten* „Trockenlegung“ und „Wiedervernässung“ unter allen LULUCF-Aktivitäten auftreten und müssen dort dann entsprechend berichtet und verrechnet werden (Tabelle 1).

Bisher nutzt Deutschland kaum die bestehenden Möglichkeiten, Emissionsreduktionen durch Moorwiedervernässung für den Pflichtmarkt des KP zu verrechnen. Eine Ausnahme bilden die Wiedervernässung von entwässerten Moorwäldern (die unter die, von Deutschland für den ersten Anrechnungszeitraum gewählte, Aktivität „Forstbewirtschaftung“ fallen). THG-Flüsse aus „Aufforstung“ auf wiedervernässten Moorflächen müssen zwar verpflichtend verrechnet werden, da die Kyoto-Aktivität „Aufforstung“ aber nur die Quellen und Senken während der Verpflichtungsperiode betrachtet, ohne einen Vergleich zu einer Referenz zu ziehen, werden damit einhergehende dauerhafte Emissionsreduktionen aus vermiedener Torfzehrung nicht berücksichtigt (vgl. Kapitel 0).

Im März 2012 hat die Europäische Kommission dem Europäischen Parlament und dem Rat der Europäischen Union vorgeschlagen, auch die „Ackerland- und Grünlandbewirtschaftung“ innerhalb der EU verpflichtend zu verrechnen. Mit dem Beschluss des Parlaments und des Rats von 21. Mai 2013 wurden die Anrechnungs- und Bilanzierungsvorschriften für die THG-Flüsse im LULUCF-Sektor festgelegt „als ersten Schritt hin zur Einbeziehung derartiger Tätigkeiten in die Emissionsreduktionsverpflichtung der Union“. Für den Erfassungszeitraum 2013-2020 sollen, den Verpflichtungen des KP folgend, die THG-Flüsse aus „Aufforstung“, „Wiederaufforstung“, „Entwaldung“ und „Waldbewirtschaftung“ genau erfasst werden. Für „Ackerbewirtschaftung“ und „Weidebewirtschaftung“ gilt diese Verpflichtung erst ab 2021. Für die Aktivität „Trockenlegung von Feuchtgebieten und Wiedervernässung trockengelegter Flächen“ können die Mitgliedstaaten Konten erstellen und führen, müssen es aber nicht. In Bezug auf Moore solle die EU laut oben genannten Beschluss versuchen, im Rahmen der UNFCCC oder des KP eine Übereinkunft darüber zu erzielen, dass für die THG-Flüsse aus Mooren, die nach 1990 entwässert oder wiedervernässt worden sind, jährliche Konten erstellt und geführt werden müssen. Diese Pflicht solle dann in das spätestens 2015 zu schließende globale Klimaschutzabkommen aufgenommen werden.

Unabhängig davon ist zu beachten, dass bis jetzt im europäischen Emissionshandel („European Union Emission Trading System“, EU ETS) keine Emissionsreduktionen aus LULUCF-Maßnahmen anerkannt werden (SCHÄFER et al. 2012).

Tabelle 1: Übersicht der LULUCF Aktivitäten des Kyoto Protokolls und Beispiele von Maßnahmen, die eine „Trockenlegung“ beziehungsweise „Wiedervernässung“ bedeuten und unter den entsprechenden Aktivitäten berichtet werden müssen. * = verpflichtende Berichterstattung; # = wenn eine Vertragspartei diese Aktivität schon für den ersten Anrechnungszeitraum gewählt hat, ist die Berichterstattung für den zweiten Anrechnungszeitraum verpflichtend.

Aktivität	Maßnahmen
Entwaldung*	<ul style="list-style-type: none"> • Fällung und Entwässerung eines Waldes auf organischem Boden und dessen Umwandlung in Acker- oder Weideland. • Holzernte, die die Wasserstände durch verringerte Evapotranspiration derartig erhöht, dass eine Regeneration des Waldes nicht mehr möglich ist. • Wiedervernässung, welche die Wasserstände derartig ansteigen lässt, dass der Wald abstirbt. • Wiedervernässung eines Moores und Fällung des sich darauf befindenden Waldes, z.B. um offenes Moor zu restaurieren, so dass der Wald sich aufgrund regelmäßiger Gehölzentfernung nicht regenerieren kann.
Aufforstung/ Wiederaufforstung*	<ul style="list-style-type: none"> • Entwässerung eines (nicht bewaldeten) Moores für den Waldbau, z.B. wenn ein baumloser oder baumarmer organischer Boden entwässert wird, um das Baumwachstum zu fördern. • Wiedervernässung eines (nicht bewaldeten) Moores für den Waldbau, z.B. wenn Grünland wiedervernässt und mit Erlen bepflanzt wird.
Waldbewirtschaftung*	<ul style="list-style-type: none"> • Entwässerung und Erhaltung eines Waldes auf organischen Boden, z.B. wenn ein Moor mit Waldbestockung entwässert wird, um die Holzproduktivität zu erhöhen. • Wiedervernässung und Erhaltung eines Waldes auf organischem Boden, z.B. wenn ein Eschenwald wiedervernässt und in einen Erlenwald umgebaut wird.
Ackerbewirtschaftung (falls gewählt)#	<ul style="list-style-type: none"> • Entwässerung eines (nicht bewaldeten) Moores und dessen Umwandlung in Ackerland. • Wiedervernässung und Erhalt von Ackerland auf organischem Boden, z.B. wenn ein Kartoffelacker für Paludikultur wiedervernässt wird.
Weidebewirtschaftung (falls gewählt)#	<ul style="list-style-type: none"> • Entwässerung eines (nicht bewaldeten) Moores, um die Weidefähigkeit zu verbessern. • Wiedervernässung und Erhalt von Weideland auf organischem Boden, z.B. wenn ein entwässertes Grünland für Mutterkuhhaltung in ein nasses Weideland für Wasserbüffelhaltung umgewandelt wird.
Wiederbepflanzung (falls gewählt)#	<ul style="list-style-type: none"> • Wiederbepflanzung und Wiedervernässung eines (nicht bewaldeten) Moores, z.B. wenn eine verlassene Torfgewinnungsfläche in ein bewachsenes Feuchtgebiet umgewandelt wird.
Trockenlegung von Feuchtgebieten und Wiedervernässung trockengelegter Flächen (falls gewählt)	<ul style="list-style-type: none"> • Wiedervernässung oder Entwässerung (seit 1990) eines (nicht bewaldeten) Moores, das nicht schon unter einer anderen verpflichtenden oder freiwilligen Aktivität verrechnet wird.

2.3 Moore auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt

Während Moorwiedervernässung und andere Landnutzungsaktivitäten unter dem Kyoto-Protokoll bisher kaum verrechnet werden, ist dies auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt sehr wohl der Fall. Hier deckten Landnutzungsaktivitäten in 2012 32% des Marktumfangs (entspricht 24 Millionen t CO₂-Äq.) ab (PETERS-STANLEY et al. 2013). Der freiwillige Markt bietet Firmen und Einzelpersonen die Gelegenheit, ihre unvermeidlichen Emissionen auf freiwilliger Basis auszugleichen.

Da nichts so leicht geschädigt wird wie ein guter Ruf, erfordert gerade der freiwillige Markt ausgezeichnete Qualitätsstandards. In den letzten Jahren sind verschiedene solcher freiwilligen Kohlenstoffstandards entwickelt worden. Teilweise lehnen sich diese Standards in ihrer Methodik und Vermarktungsstrategie stark an die Kriterien des CDM an. Ein ausführlicher Vergleich der unterschiedlichen Standards findet sich bei HELD et al. (2010). Der Verified Carbon Standard (VCS, www.v-c-s.org) ist der wichtigste Standard für Landnutzungsprojekte und der einzige Standard, der ein eigenes Programm für Moorprojekte entwickelt hat. Während Wald- und Landwirtschaftsprojekte schon seit Anfang 2007 unter VCS zugelassen sind, gilt das für Moorwiedervernässungs- und Moorschutzprojekte durch die Einführung von „Wetland Rewetting and Conservation“ (WRC) erst seit März 2011 (VCS 2012, TANNEBERGER & WICHTMANN 2011). Die seit 2011 zum Verkauf angebotenen MoorFutures aus Mecklenburg-Vorpommern (seit 2012 auch in Brandenburg) folgen einem eigenen, stark an VCS angelehnten Standard (s. Kapitel 4). MoorFutures waren weltweit die ersten Kohlenstoffzertifikate für Moorwiedervernässung.

Globale und regionale Kohlenstoffmärkte

Die Erfüllung der Kriterien für die Generierung von hochwertigen Kohlenstoffzertifikaten für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt unter VCS und anderen internationalen Standards ist mit vergleichsweise hohen Kosten verbunden, die durch verschiedene Faktoren beeinflusst werden. Für die Umsetzung der Maßnahmen müssen alle Schritte der Projektentwicklung in einer detaillierten Projektbeschreibung (project design document PDD beziehungsweise project description PD) dokumentiert werden. Neben den Kosten der praktischen Umsetzung, des Managements und des Monitorings, entstehen weitere Kosten durch Überprüfung und Bestätigung des konkreten Projektplans und der Ergebnisse durch unabhängige Zertifizierer. Die Anforderungen, die die hohe Qualität der Zertifikate garantieren sollen, führen dazu, dass die Verwaltungskosten eines freiwilligen Kohlenstoffprojekts sich schnell in der Größenordnung von mehreren zehntausend Euro bewegen. Um diese Kosten der Anwendung eines global gültigen Standards insbesondere für kleinere Projekte zu reduzieren, stellen regionale Standards wie MoorFutures eine sehr gute Alternative dar. Mit ihnen kann ein persönlicher und überschaubarer (statt anonymer und globaler) Kohlenstoffmarkt angesprochen werden. Gute regionale Standards liefern Kohlenstoffzertifikate ohne Qualitätseinbußen, aber zu deutlich geringeren Kosten.

2.4 Kohlenstoffzertifikate aus Mooren und die Abbildung weiterer Ökosystemdienstleistungen

Von den vielen Ökosystemdienstleistungen (ÖDL) der Moore kann bisher nur die Klimaleistung über Märkte in Wert gesetzt werden. Durch diese Kommodifizierung können unvermeidbaren THG-Emissionen durch den Kauf von Kohlenstoffzertifikaten im Sinne des Verursacherprinzips kompensiert werden. Die neuartige Möglichkeit, die Klimaleistung von Moorschutz und -wiedervernässung in Preisen zu quantifizieren, erlaubt es außerdem dem Moorschutz mit der Kraft der quantitativen finanziellen Argumentation in der gleichen Liga zu spielen wie die Moorzerstörung und -entwässerung.

Die Vermarktung der Klimaleistung birgt aber auch die Gefahr in sich, dass Moore eindimensionalisiert werden, d.h. dass der Wert eines Moores auf seine Klimaleistung reduziert wird oder Anreize für eine Maximierung der Senkenleistung gesetzt werden und andere ÖDL beeinträchtigt werden. Außerhalb von Märkten werden die weiteren Dienstleistungen von Mooren zunehmend anerkannt (vgl. Kapitel 2.2, s. auch JOOSTEN & CLARKE 2002, JOOSTEN et al. 2012), quantifiziert und monetarisiert (vgl. SCHÄFER 2009, GÓMEZ-BAGGENTHUN 2010). Meist wird Klimaschutz mit einem effektiven Moorschutz einhergehen können, aber in manchen Fällen kann eine Maximierung der Klimawirkung den anderen ÖDL auch schaden. Die Effekte von klimaschutzmotivierter Moorschutz auf andere ÖDL wurden bisher kaum untersucht. Marktforschungsergebnisse zeigen aber, dass der freiwillige Kauf von Kohlenstoffzertifikaten durch Unternehmen oft in einem Portfolio mit anderen Corporate Social Responsibility (CSR)-Aktivitäten erfolgt und Zahlungen für zusätzliche ÖDL wahrscheinlich sind (SETTELMYER & EATON 2010).

Weitere Aspekte der Nachhaltigkeit können grundsätzlich bei Kohlenstoff-Projekten in Betracht gezogen werden. Vorbildlich ist hier der von der Climate, Community and Biodiversity Alliance entwickelte CCBA-Standard, der für alle landnutzungs-basierten Projekte angewendet werden kann. Im Unterschied zum VCS-Standard können mit dem CCBA-Standard keine eigenständigen Zertifikate generiert werden, sondern nur eine zusätzliche Auszeichnung von Kohlenstoffzertifikaten. Der CCBA-Standard identifiziert Landnutzungsprojekte, die neben handelbaren THG-Reduktionen auch positive Nettoeffekte für lokale Gemeinschaften und Biodiversität liefern. Eine Verifizierung erfordert die Erfüllung zusätzlicher Anforderungen in den Bereichen Biodiversitätsschutz und einer nachhaltigen sozialen Entwicklung. Allerdings sind die Anforderungen an eine Quantifizierung der Zusatznutzen unter CCBA weniger umfassend als die hier dargelegten.

Wie eingangs erwähnt, hat auch die TEEB-Initiative (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) in ihrem Synthese-Bericht 2010 geschlussfolgert, dass die explizite Berücksichtigung mehrerer ÖDL (einschließlich Biodiversität) die Entscheidungsgrundlage in einer großen Bandbreite von politischen Aufgaben wesentlich verbessert. Dieser Berücksichtigung geht voraus, dass ÖDL in konkreten Situationen besser erfasst und sichtbar gemacht werden, und zwar mit Hilfe qualitativer, quantitativer oder monetärer Beschreibung und Wert-Schätzung.

Es bestehen zwei Optionen, Zusatzeffekte in Zertifikaten darzustellen und zu verkaufen: Schichtung („layering“) und Bündelung („bundling“). Schichtung bezieht sich auf die getrennte Darstellung und den separaten Verkauf einzelner ÖDL. Neben den Kohlenstoffzertifikaten könnten dadurch weitere Zertifikate für beispielsweise verbesserte Wasserqualität oder er-

höhte Biodiversität verkauft werden. Eine Schichtung ist möglich, wenn die ÖDL getrennt kommodifizierbar sind und eine zahlungskräftige Nachfrage für die spezifischen Einzelleistungen besteht. In der Landwirtschaft ist eine Schichtung als Kuppelproduktion gängige Praxis: Schäfer verkaufen Fleisch und Wolle, Ackerbauern verkaufen Weizen und Stroh und Winzer verkaufen neben dem Wein auch noch den Tresterschnaps. Aber wenn es keine Nachfrage für ein Produkt gibt, wie etwa bei der Schafwolle, dann muss es weggeworfen werden.

Bündelung ist die Zusammenfassung verschiedener ÖDL zu einem Komplettpaket. Damit können positive Effekte einer Moorschutzmaßnahme zum Beispiel in Bezug auf Emissionen, Wasserqualität, Biodiversität und Feuerschutz gemeinsam in einem Zertifikat angeboten werden. Eine Bündelung ist sinnvoll, wenn nur einzelne ÖDL kommodifiziert werden können. Die zusätzlichen ÖDL müssen jedoch nicht gratis dazu geliefert werden (das sogenannte „piggy-backing“), sondern können in einem Aufpreis mitbezahlt werden. In der mitteleuropäischen Landnutzung treten Bündel an Nutzenstiftungen häufig auf. Der Landwirt produziert marktfähige private Güter und nicht-marktfähige öffentliche Güter, zum Beispiel Biodiversität, auf derselben Fläche. Viele mitproduzierte öffentliche Güter verursachen zusätzliche Kosten bei der Produktion und führen zu einem Aufpreis (zum Beispiel sind Bioprodukte teurer), den Verbraucher bereit sind zu zahlen. Ähnlich sind Kohlenstoffprojekte im Landnutzungssektor oft teurer als in anderen Sektoren (zum Beispiel Energie). Zahlungswillige Nachfrager (Privatpersonen und Unternehmen) sind jedoch gerne bereit einen höheren Preis zu bezahlen, wenn die zusätzlichen Leistungen sichtbar gemacht werden können.

Für eine Weiterentwicklung von Kohlenstoffzertifikaten ist die Quantifizierung weiterer ÖDL ein wichtiger Schritt. Dadurch können diese im Rahmen von (Kohlenstoff-)Zertifikaten besser vermarktet und so zusätzliche Gelder für Moorschutz- und Moorwiedervernässung akquiriert werden. Die Quantifizierung weiterer ÖDL ist jedoch auch in anderer Hinsicht zentral. Durch sie wird ein umfassender Blick auf Moore mit all ihren ÖDL ermöglicht. Dadurch können die privaten sowie die gesellschaftlichen Kosten und Nutzen einer (Nicht-)Wiedervernässung transparenter dargestellt und wichtige Grundlagen für die Weiterentwicklung von Regelungen und Anreizsystemen zur Nutzung von Moorböden erbracht werden (SCHÄFER 2012). Der Nutzen vieler ÖDL kann mit geeigneten sozio-ökonomischen Bewertungsverfahren, die in den vergangenen 50 Jahren entwickelt wurden, monetarisiert, also sichtbar gemacht werden. Zur ökonomischen Bewertung und zum Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis vergleiche die in der gleichnamigen Workshopreihe des BfN erschienen Skripten (HANSJÜRGENS et al. 2012, HANSJÜRGENS & HERKLE 2012) sowie Kapitel 5 des TEEB-Berichtes (TEEB 2010).

TEEB: Warum eine ökonomische Perspektive auf ÖDL von Mooren?

(AUGUSTIN BERGHÖFER)

Die Produkte und Leistungen der Natur wurden lange Zeit als selbstverständlich betrachtet und meist gratis genutzt. Die gesellschaftlichen Kosten für Nutzung und Schädigung von Ökosystemen zeigen sich jedoch immer häufiger und deutlicher. Der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Natur lohnen sich auch ökonomisch gesehen. Das Projekt „Naturkapital Deutschland“ soll diese Werte der Natur sichtbar machen und Wege für einen nachhaltigeren Umgang mit knappen ÖDL aufzeigen. Eine Inwertsetzung der Natur umfasst die Anerkennung, das Aufzeigen und die Integration von Werten der Natur in Entscheidungen.

Die ökonomische Betrachtung ist ein Bestandteil der Inwertsetzung und kann missverstanden werden als der Ruf nach Privatisierung und Kommodifizierung von den Leistungen der Natur. Dies entspricht jedoch nicht der Forderung von TEEB und „Naturkapital Deutschland“, welche die ökonomische Sichtweise auf die Natur daher auch bewusst neben den „Eigenwert“ der Natur stellt. Eine ökonomische Perspektive soll helfen den rechten Umgang mit knappen Gütern und Leistungen, zu denen auch ÖDL und biologische Vielfalt zählen, umfassender in den Blick zu nehmen. Es geht dabei nicht so sehr um ein sachlich begründetes, optimales Bündel von ÖDL, das ein Moor generieren sollte. Es soll vielmehr deutlich aufgezeigt werden, worauf im Zuge einer Entscheidung zugunsten der Förderung einer bestimmten ÖDL verzichtet werden muss und welchen Beitrag einzelne ÖDL für unsere Wohlfahrt erbringen können.

Klar ist, dass Klimaschutz- und Naturschutzmotive sich einreihen in eine Liste von Anforderungen, die Menschen an Moore stellen. Aus dieser Nachfrageperspektive erfüllt ein möglichst ‚naturnahes‘ oder ‚intaktes‘ oder ‚biodiverses‘ Moor, nur eine von verschiedenen Zielvorstellungen, die gleichermaßen legitim für Moore formuliert werden können. Welches Ziel verfolgt wird, ist Ergebnis gesellschaftlicher Aushandlungsprozesse. Genau dafür ist es hilfreich, für eine bestimmte Moornutzung die öffentlichen Kosten und Nutzen im Verhältnis zu den privaten Kosten und Nutzen zu sehen, die diese Moornutzung mit sich bringt: Fördern wir mit Steuergeldern eine Moornutzung, die gesellschaftliche Kosten (negative externe Effekte) verursacht? Und wenn ja, in welchem Verhältnis stehen diese zueinander? Oder setzen politische Steuerungsinstrumente wie Vorschriften und Förderungen, gewollt oder ungewollt, Anreize für private Gewinne bei gesellschaftlichem Schaden?

Durch eine systematische ökonomische Betrachtung der gesellschaftlichen Wertschätzung können die Nutzenstiftungen der ÖDL deutlich gemacht und somit besser in private und gesellschaftliche Entscheidungen integriert werden (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012).

3 Kriterien für die Generierung von Zertifikaten für den Kohlenstoffmarkt

3.1 Einleitung

Die derzeit am freiwilligen Kohlenstoffmarkt geltenden Kriterien für Zertifikate wurden dafür entwickelt, dass Projektmaßnahmen die beabsichtigte Reduktion von THG-Emissionen tatsächlich realisieren und die Reduktion auch verifiziert werden kann (Qualitätssicherung). Die dafür wichtigsten Kriterien sind:

- Zusätzlichkeit (additionality)
- Messbarkeit (measurability)
- Verifizierbarkeit (verifiability)
- Konservativität (conservativeness)
- Vertrauenswürdigkeit (reliability)
- Nachhaltigkeit (sustainability)
- Permanenz (permanence)

Unter Berücksichtigung dieser Kriterien muss Bezug genommen werden auf:

- Referenzzustand (reference, baseline)
- Projektlaufzeit
- Leakage

In diesem Kapitel werden die unterschiedlichen Umgangsweisen mit diesen Kriterien in den Standards vorgestellt, die am häufigsten verwendet werden. Ein *Standard* (z.B. VCS Standard 3.3, Oktober 2012) legt alle spezifischen Anforderungen für die Entwicklung von Projekten und Methodologien und für die Validierung, das Monitoring und die Verifizierung von Projekten fest. Zu zertifizierende Effekte, z.B. THG-Emissionsreduktionen, werden einer *Methodologie* folgend quantifiziert. Eine Methodologie umfasst einen Baukasten von Methoden und Regeln zur Messung, Berichterstattung und Verifizierung (MRV – measuring, reporting, verifying) von Projekteffekten. Die Ergebnisse eines konkreten Projektes werden in einer *Projektbeschreibung* (project description bei VCS-Projekten und project design document bei CDM/JI-Projekten und CCB-Projekten) dargestellt. Inhalt ist eine projektgebietsbezogene Konkretisierung der Maßnahmen und ein Monitoringplan, mit dem die durch das Projekt erwarteten THG-Reduktionen gegenüber einem höchst wahrscheinlichen Referenzszenario abgeschätzt werden. Sie dient der Projekt-Validierung und ist die Grundlage der Ausstellung der in einem Projekt generierten Zertifikate.

3.2 Zusätzlichkeit

Eines der zentralen Kriterien bei Projekten zur Reduktion von THG-Emissionen ist die Zusätzlichkeit. Zusätzlichkeit bedeutet, dass die positiven Effekte für das Klima ohne die Einnahmen aus dem Verkauf der Zertifikate nicht stattgefunden hätten (RAYMOND 2010). Spontane Entwicklungen oder Entwicklungen, die ohnehin geschehen, z.B. weil sie gesetzlich vorgeschrieben oder ökonomisch attraktiv sind, sind nicht „zusätzlich“, auch wenn sie eine starke Reduktion der THG-Emissionen zur Folge haben.

Obwohl das Prinzip der Zusätzlichkeit einfach formuliert ist, kann die Beurteilung, ob ein individuelles Projekt zusätzlich ist, erschwert sein. In der Praxis wird ein Projekt als zusätzlich betrachtet, wenn es Aktivitäten beinhaltet, die nur durch den ökonomischen Anreiz des Verkaufs von Kohlenstoffzertifikaten möglich werden. Dies bedeutet nicht, dass alle Einkünfte aus dem Verkauf von Kohlenstoffzertifikaten kommen müssen. Es muss lediglich gezeigt werden, dass das Projekt an sich oder in Kombination mit anderen Einkünften, nur umgesetzt werden kann, wenn Zertifikate generiert werden und die Einnahmen aus dem Verkauf der Zertifikate dazu führen, dass die Wirtschaftlichkeitsschwelle überschritten wird. Das Kriterium der Zusätzlichkeit ist somit vorrangig ein ökonomisches Kriterium.

Projekte können auch dann als zusätzlich gelten, wenn beispielsweise begrenzte öffentliche Mittel auf ein umfangreiches Projektportfolio treffen, eine zeitnahe Umsetzung aber nicht möglich ist. Nur die reale Umsetzung solcher Maßnahmen ist für die Einschätzung der Zusätzlichkeit ausschlaggebend. Wenn also nur wenige Moorwiedervernässungen umgesetzt werden, obwohl Förderprogramme und Richtlinien zur Unterstützung existieren, können darüber hinaus gehende Moorwiedervernässungen für die Generierung von Kohlenstoffzertifikaten als zusätzlich betrachtet werden.

Es gibt derzeit noch keine einheitlichen Vorgaben, mit denen das Kriterium der Zusätzlichkeit nachgewiesen werden kann. Behörden und Organisationen wenden mindestens ein Dutzend unterschiedlicher Interpretationen, Tests und Kriterien an, die auf die eigenen Anforderungen, Bedürfnisse und Weltanschauungen abgestimmt sind. Unterschiedliche Standards verwenden ausgewählte Kriterien in Kombination oder als Alternative (STRECK 2010). Die Wahl dieser Kriterien bestimmt weitgehend, wie viele Kohlenstoffzertifikate durch ein Klimaschutzprojekt generiert werden können, wie hoch die damit verbundenen Kosten sind und ob die Maßnahmen mit den zusätzlichen Einnahmen aus dem Zertifikatehandel durchgeführt werden können oder nicht. Die negative Seite des Kriteriums Zusätzlichkeit ist, dass Regionen, die schon frühzeitig Klimamaßnahmen ergriffen haben, bei strenger Durchführung des Kriteriums benachteiligt werden können, weil dort die Entwicklungen „sowieso stattgefunden hätten“. So z.B. Mecklenburg-Vorpommern, das schon frühzeitig Moorwiedervernässung auch zu Klimazwecken durchgeführt hat. Demgegenüber werden Regionen mit einer schwachen "Vernässungsgeschichte" bevorteilt.

3.3 Messbarkeit

Die Kohlenstoffmärkte setzen voraus, dass die Emissionsreduktionen eines Projektes transparent und überprüfbar quantifiziert werden können. Ein nahe liegender Ansatz für ein Moorwiedervernässungsprojekt wäre die direkte Messung der THG-Flüsse am Standort vor, während und nach der Wiedervernässung.

Für die Messung detaillierter THG-Flüsse existieren entsprechende Techniken (MINKE et al. 2011). Die Haubenmethode (LIVINGSTON & HUTCHINSON 1995, DRÖSLER 2005) ermöglicht Messungen auf kleinen Flächen (einige dm^2 bis 1m^2). Mit „Eddy-Covariance“ (BALDOCCHI et al. 1988, LENSCHOW 1995) werden THG-Flüsse größerer Flächen gemessen (typischerweise bis 1 km^2).

THG-Flüsse sind abhängig von diversen Standortparametern, die über ein Jahr und zwischen den Jahren stark variieren, wie z.B. Wasserstand, Temperatur, Vegetationswachstum und Landnutzung (ROULET et al. 2007, NILSSON et al. 2008, MALJANEN et al. 2010). Um jährliche THG-Bilanzen zu ermitteln, müssten häufig und langfristig Messungen (über einige voll-

ständige Jahre) durchgeführt werden, um die tägliche, jahreszeitliche und jährliche Variabilität abzudecken. Weiterhin müsste auch eine ausreichende Dichte der Beobachtungspunkte erreicht werden, um die oftmals vorhandenen, kleinräumigen Standortmuster zu erfassen.

Diese Anforderungen und die arbeitsaufwändige, komplexe Technik machen umfassende direkte THG-Messungen zum standardmäßigen Monitoring in Klimaprojekten unbezahlbar. JOOSTEN & COUWENBERG (2009) geben hierfür eine Größenordnung von 10.000 € pro Hektar und Jahr an. In der Praxis sind direkte Messungen deshalb nur auf ausgewählten Flächen einsetzbar, um Modelle zu entwickeln, zu kalibrieren und zu verifizieren, mit denen dann die THG-Flüsse über sehr viel größere Flächen abgeschätzt werden können. Da diese Modelle leicht erfassbar (praktikabel) und überprüfbar (reproduzierbar, siehe unten) sein müssen, sind einfache Input-Parameter nötig (d.h. die Modelle müssen auf einfachen Indikatoren basieren). Vier Parameter zeichnen sich derzeit als derartige Indikatoren ab: Landnutzung, Wasserstand, Moorsackung und Vegetation.

Landnutzung: Die gängigen Berichterstattungen der UNFCCC und dem KP verwenden generell die Pauschalwerte („default values“), die vom IPCC für unterschiedliche Landnutzungskategorien und Klimazonen festgelegt sind. Für Moore sind dazu vor allem das „2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands“ und die „2013 Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol“ relevant. Die Pauschalwerte für die gemäßigten Breiten umfassen nur wenigen Landnutzungskategorien und Wasserstandsklassen und sind ziemlich grob. Von den Ländern wird erwartet dass sie – wenn Mooremissionen ein signifikanter Teil der nationalen Emissionen ausmachen – selbst feinere, regional- und landnutzungsspezifische Werte ausarbeiten.

Wasserstand: Meta-Analysen einer Vielzahl von Daten aus aller Welt haben gezeigt, dass der mittlere jährliche Wasserstand die beste Einzelgröße ist, um jährliche THG-Flüsse aus Mooren zu erklären (COUWENBERG et al. 2008, 2011; COUWENBERG & FRITZ 2012). Die Erfassung von THG-Flüssen mittels Wasserständen erfordert allerdings eine hohe Dichte an Wasserstandsdaten in Raum und Zeit. Langfristig kostengünstiger ist ein Monitoring der Wasserstände durch Modellierung. Fernerkundung ist derzeit noch nicht für eine direkte Erfassung von Grundwasserständen entwässerter Moore nutzbar (vgl. JAENICKE et al. 2011).

Moorsackung: Auch Moorsackung (Verlust von Moorhöhe durch Torfschrumpfung und -oxidation) bietet sich als viel versprechende Größe zur Erfassung von THG-Emissionen an, besonders in den Tropen. Die Moorsackung zeigt einen linearen Zusammenhang mit dem durchschnittlichen Wasserstand (VAN DEN AKKER et al. 2008, COUWENBERG et al. 2011), aber die Raten variieren in verschiedenen Teilen der Welt. Derzeit befindet sich eine VCS-Methodologie, die unter anderem die Sackung als Maß für CO₂-Emissionen nutzt, in der Validierungsphase (www.v-c-s.org).

Vegetation: Pflanzenarten und Vegetation werden schon seit langer Zeit zur Indikation von Standortbedingungen genutzt. Besonders Klassifizierungsansätze, die floristische und Umweltparameter integrieren, können eine große Genauigkeit erreichen (z.B. der Vegetationsformenansatz, vgl. KOSKA et al. 2001, KOSKA 2007). Derartige Konzepte nutzen Kombinationen von Pflanzenarten (und deren Abwesenheit) für eine schärfere Indikation als Einzelwerte für individuelle Pflanzen (wie etwa die Ellenberg'schen Zeigerwerte) sie bieten.

Die Vegetation scheint sehr gut zur Quantifizierung von THG-Flüssen geeignet zu sein (COUWENBERG et al. 2008, 2011), weil sie:

- ein guter Indikator für den mittleren Wasserstand ist, welcher wiederum streng mit THG-Flüssen korreliert ist;
- von vielen anderen Standortfaktoren kontrolliert wird, die ebenfalls die THG-Emissionen aus Mooren bestimmen, z.B. Nährstoffverfügbarkeit, Bodenreaktion (Säuregrad), Landnutzung und Landnutzungsgeschichte;
- selbst direkt und indirekt für den überwiegenden Anteil an THG-Emissionen verantwortlich ist, da sie den CO₂-Austausch reguliert, das organische Material (einschließlich Wurzelexsudate) für die Bildung von CO₂ und CH₄ liefert, die Torffeuchtigkeit und -temperatur beeinflusst und mögliche Brücken für erhöhte CH₄-Emissionen durch die Aerenchyme bietet („shunt species“; cf. JOABSSON et al. 1999);
- die langzeitigen Wasserstände reflektiert und somit Hinweise auf die durchschnittlichen, langfristigen THG-Flüsse bietet;
- kleinräumige Kartierungen erlaubt, z. B. im Maßstab 1:2.500 - 1:10.000 (JOOSTEN & COUWENBERG 2009).

Um Vegetation als Indikator für THG-Flüsse zu nutzen, muss die Beziehung zwischen Vegetation, Wasserstand und THG-Emissionen für jede klimatische und phytogeographische Region gesondert kalibriert werden, da das regional unterschiedliche Konkurrenzverhalten und regional unterschiedliche Ökotypen zu unterschiedlichen Indikatorwerten für die gleiche Art führen können (KOTOWSKI et al. 1998, KOSKA et al. 2001, HÁJKOVÁ et al. 2008).

3.4 Verifizierbarkeit

Die Quantifizierung von Emissionsreduktionen muss anhand vorab festgelegter Kriterien von einer unabhängigen, dritten Partei verifiziert werden können. Dies ist eine zentrale Anforderung der meisten Standards. Dazu ist eine detailliert ausgearbeitete Methodologie erforderlich, in der die Kriterien, nach welchen die Emissionen im Zeitablauf (typisch mit Jahresresolution) überwacht und die Emissionsreduktionen festgestellt werden, beschrieben sind. Die Verifizierbarkeit umfasst

- die Validierung des ganzen Projekts, wobei getestet wird, ob das Projekt den Anforderungen des Standards entspricht und ob die vorgeschlagenen Methodologien für diesen Projekttyp geeignet sind und
- die Verifizierung der periodischen (meist aller fünf bis zehn Jahre erstellten) Monitoringberichte und der Emissionsreduktionen, auf die Anspruch erhoben wird.

Die Emissionsreduktionen müssen generell realisiert und verifiziert worden sein, bevor Kohlenstoffzertifikate ausgegeben werden können.

Ein Problem ist, dass es derzeit nur wenige akkreditierte, ausreichend erfahrene Gutachter gibt, welche die besonderen Eigenschaften von Mooren evaluieren können. Innerhalb VCS wird derzeit diskutiert, ob die bereits für den Bereich Landnutzung (Agriculture, Forestry and other Land Use, AFOLU) akkreditierten Gutachter auch für Moorprojekte anzuerkennen sind oder ob spezielle Gutachter mit ausreichenden Moorkenntnissen akkreditiert werden müssen. Diese letzteren müssten dann ausgebildet werden.

3.5 Konservativität

THG-Flüsse aus der Landnutzung variieren räumlich und zeitlich stark, unter anderem in Abhängigkeit von den Temperatur- und Wasserstandsbedingungen. Es gibt verschiedene Vorgehensweisen, die Zahl von Kohlenstoffzertifikaten zu bestimmen, die ein Projekt realisiert. Die vom IPCC vorgegebenen Pauschalwerte („default values“) basieren auf Mittelwerten. Dagegen fordert der freiwillige Markt (z.B. VCS), dass die Emissionsreduktionen auf der „sicheren Seite“ (d.h. konservativ) abgeschätzt werden, so dass mindestens die Menge geliefert wird, die man verspricht. Dies bedeutet, dass die Emissionen im Referenzszenario unterschätzt und im Projektszenario überschätzt werden sollen. Dabei ist offensichtlich, dass eine zu konservative Schätzung die Menge an erzeugten Kohlenstoffzertifikaten unnötig verringert. Deshalb muss die Messbarkeit (einschließlich Nachvollziehbarkeit und Verifizierbarkeit) durch die Entwicklung von genaueren Methoden verbessert werden, um so die Unsicherheiten möglichst einzuschränken.

3.6 Vertrauenswürdigkeit

Kohlenstoffzertifikate sind eigentumsanalogue Verfügungsrechte, die einen klaren Eigentümer haben müssen. Der Eigentümer hat das Recht, die festgelegte Menge an THG-Emissionen zu emittieren oder dieses zu verkaufen. Wichtig ist, dass das Eigentumsrecht vertraglich festgelegt ist und von einer unabhängigen Institution (z.B. von der Regierung) anerkannt wird und durchgesetzt werden kann.

Mit dem Verkauf tritt der Inhaber alle damit verbundenen Rechte ab. Eine lückenlose und zuverlässige Dokumentation ist erforderlich, nicht nur um Doppelzahlungen zu vermeiden, sondern auch um Vertrauen am Markt zu schaffen. Deshalb muss der Handel mit Kohlenstoffzertifikaten unstrittig und in zentralen Registrierungsstellen dokumentiert sein. So hat die Bank of New York Mellon schon seit Juni 2006 eine Registrierungsstelle für freiwillige Kohlenstoffzertifikate, in der An- und Verkäufe transparent verfolgt werden können (www.bnymellon.com/foresight/pdf/vcu.pdf). Nahezu alle namhaften globalen Standards sind dort oder in anderen zentralen Registrierungsstellen akkreditiert und sichern somit die erforderliche Vertrauensbasis in den Kohlenstoffmarkt.

3.7 Nachhaltigkeit

Projekte zur Verringerung von THG-Emissionen können auch zur Verbesserung der lokalen sozialökonomischen Bedingungen beitragen, d.h. „nachhaltig“ im Sinne des „Brundtland“-Berichtes (WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT 1987) sein oder diese Bedingungen in keinem Fall verschlechtern.

Vor allem der freiwillige Kohlenstoffmarkt, welcher vor allem zur Darstellung der unternehmerischen Gesellschaftsverantwortung, der „Corporate Social Responsibility“ genutzt wird, ist für derartige Nachhaltigkeitsaspekte sehr aufgeschlossen. Eine mangelnde Akzeptanz in der Region kann durch negative Publizität die erhoffte positive Ausstrahlung des Ankaufs der assoziierten Kohlenstoffzertifikate in Frage stellen. Ein Klimaprojekt zur Erzeugung von gut vermarktbareren Zertifikaten sollte mögliche, damit verbundene Risiken und Chancen im Blick haben und diese gegebenenfalls mit entsprechenden lokalen und regionalen Aufklärungs- und Informationskampagnen frühzeitig ansprechen. Lokale und regionale Akteure und Interessensvertreter sollten möglichst frühzeitig in die Entscheidungsprozesse eingebunden werden.

3.8 Permanenz

In manchen Projekten ist es klar, dass die Emissionsreduktionen nicht rückgängig gemacht werden können, d.h. permanent sind. Methan aus einer Müllkippe, das aufgefangen und verbrannt wird, kann nicht mehr in Methan zurückverwandelt werden und infolgedessen sind die Emissionsreduktionen permanent.

Hingegen kann die Festlegung von THG in Ökosystemen rückgängig gemacht werden und ist dann nicht permanent. Eine Kohlenstofffestlegung durch Aufforstung kann absichtlich (durch Landnutzungsänderung oder Holzernte) oder unabsichtlich (durch Waldbrände oder Kalamitäten) zunichte gemacht werden, wobei der im Wald festgelegte Kohlenstoff wieder in die Atmosphäre emittiert und somit ein Teil der ausgegebenen Kohlenstoffzertifikate vernichtet werden kann.

Um dieses Risiko zu vermeiden oder zu vermindern, müssen Rückfälle („reversals“) durch langfristige Verträge oder gesetzliche Maßnahmen (Nutzungsaufgaben, Ausweisung als Schutzgebiet u.ä.) verhindert und dennoch zusätzlich durch Reservevorräte oder Versicherungen abgedeckt werden.

Weil Klimaprojekte im Landnutzungssektor von Aufforstungsprojekten dominiert wurden und werden, betrachtet der VCS prinzipiell alle Reduktionen in Landnutzungsprojekten als reversibel. Der VCS fordert, dass ein (oft beträchtlicher) Teil der erzeugten Kohlenstoffzertifikate zur Deckung dieses Risikos als Sicherheitsreserve („non-permanence risk buffer“) vorgehalten und nicht verkauft wird. Dabei gilt: je höher das Rückfallrisiko, umso größer der in der Risikoreserve zurückgehaltene Anteil erzeugter Kohlenstoffzertifikate.

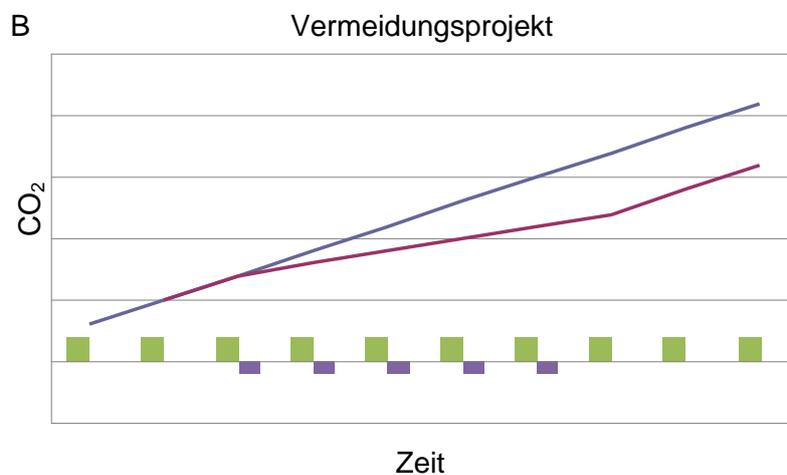
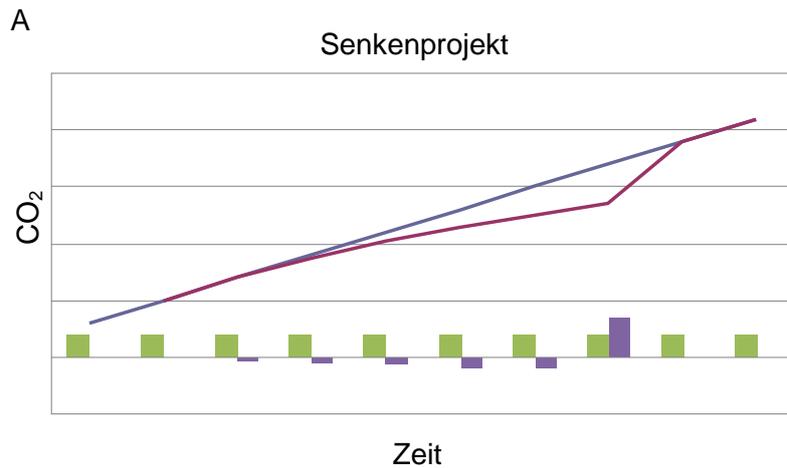
Eine strikte Befolgung der Permanenz-Forderung („Permanenz für die Ewigkeit“) hätte als Konsequenz, dass Moorwiedervernässungsprojekte, die es nicht schaffen, die Torfoxidation vollständig zu beenden und flächenhaft Torfneubildung zu initiieren, nicht den VCS-Kriterien entsprechen. Auch wenn während der Projektlaufzeit enorme Emissionsreduktionen erreicht würden, könnten diese nicht honoriert werden, weil nach der Projektlaufzeit der dauerhafte Schutz des Moorkörpers nicht gegeben wäre. Weil die Forderung einer absoluten Permanenz sehr viele Moorprojekte ausschließen würde, wird dies seit 2012 von VCS nicht länger verlangt und das VCS-Permanenz-Konzept auf 100 Jahre begrenzt. Die maximale Menge an THG-Emissionsreduktionen, die ein Projekt geltend machen kann, entspricht somit der Differenz in Torfkohlenstoffmenge zwischen dem Projekt- und dem Referenzszenario („baseline scenario“) nach 100 Jahren. Damit können sich jetzt auch Moorprojekte für VCS qualifizieren, die keine vollständige Wiedervernässung realisieren und bei denen der Torf (allerdings viel langsamer als ohne Wiedervernässung) weiterhin oxidieren wird.

In CDM-Aufforstungsprojekten wird das Risiko der Nichtpermanenz durch die Ausgabe von temporären Kohlenstoffzertifikaten gelöst (die aber vom Markt sehr schlecht angenommen werden). Bei anderen AFOLU-Projekten behält der CDM dagegen die Permanenz-Anforderung. Dies wurde in 2009 wieder bestätigt, als das Executive Board des CDM das unter „Agricultural Land Management“ (ALM) eingereichte Moor-Projekt NM0297 „Carbon dioxide and methane emissions avoidance from Block-C, Central Kalimantan“ mit der Begründung ablehnte, dass „die Permanenz der THG-Emissionsreduktionen nicht abgesichert ist“.

Mit der Permanenz-Anforderung behandeln VCS und CDM AFOLU-Projekte anders als Energieprojekte, bei denen zeitliche Emissionsreduktionen aus fossilen Brennstoffen angerechnet werden können. Begründet wird dies damit, dass die Nicht-Verbrennung fossiler Energieträger (Öl, Gas oder Steinkohle) dauerhaft zu einer geringeren THG-Konzentration in der Atmosphäre führt als im Falle ihrer Verbrennung. Diese Verringerung bleibt bestehen, auch wenn das Projekt scheitert und die Emissionen danach wieder auf das vorherige Maß ansteigen.

Dabei ist ein entscheidender Knackpunkt, ob AFOLU-Projekte zur Kompensation von Emissionen Kohlenstoffsenken oder Emissionsreduktionen bieten. Im Falle eines Senkenprojektes (Abbildung 1 A), zum Beispiel eine Aufforstung, führt eine spätere Freisetzung der aufgebauten Kohlenstoffvorräte zu einem Ausgleich der Effekte der Senke. Es gibt somit keinen substantiellen langfristigen Vermeidungseffekt in Bezug auf den Klimawandel, da letztlich der Bestand in der Atmosphäre nicht reduziert wurde. Wenn die Freisetzung der Kohlenstoffvorräte erst nach längerer Zeit eintritt (z.B. 50 Jahre) besteht allerdings bis dahin ein positiver Effekt auf das Klima. Es ist eine politische Entscheidung, ob dieser temporäre Effekt zertifiziert und in der Folge durch den Verkauf finanziell belohnt wird oder nicht.

Im Falle von Emissionsreduktionen in einem Moorwiedervernässungsprojekt führt der Stopp der Emissionsreduktionen nicht zu einer Aufhebung des positiven Effekts (Abbildung 1 B). Auch wenn nach einer Anzahl von Jahren mit reduzierter Walddegradierung sich diese mit der gleichen Rate wie vorher fortsetzt, oder wenn die Torfoxidation nach einem Stopp über die Projektlaufzeit später aufgrund der Fehlfunktion von im Projekt gebauten Dämmen wieder weitergeht, bleiben der CO₂-Bestand in der Atmosphäre im Vergleich zur Situation ohne Projekt permanent reduziert. Im Gegensatz zu Senkenprojekten, gibt es im Falle von Emissionsreduktionen aus AFOLU-Projekten keinerlei Probleme mit Nicht-Permanenz, da diese denselben Klimaeffekt wie Emissionsreduktionen aus Nicht-AFOLU-Projekten, zum Beispiel die oben genannten Energieprojekten, haben. Es ist zu erwarten, dass sich VCS dieser Sichtweise anschließen wird.



■ Referenz-Emissionen (Fluss) ■ Projektmissionen (Fluss)
— CO₂ in Atmosphäre - Referenz — CO₂ in Atmosphäre - Projekt

Abbildung 1: Emissionsreduktion im Falle einer Umkehrung der Projektaktivität. A: In einem Senkenprojekt (z.B. Aufforstung) wird CO₂ der Atmosphäre entnommen und als Kohlenstoff in der aufwachsenden Holzbiomasse gespeichert, dadurch verringert sich die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre. Wenn nach Ablauf des Projektes der Wald abgeholzt und das Holz nicht zu langlebigen Produkten verarbeitet wird, wird der gespeicherte Kohlenstoff als CO₂ wieder freigesetzt und es gibt im Vergleich zum Referenz-Szenario keine verringerte CO₂-Konzentration mehr. B: In einem Vermeidungsprojekt (z.B. Moorwiedervernässung) wird weniger CO₂ in die Atmosphäre emittiert. Wenn nach Ablauf des Projektes das Moor wieder entwässert wird, kehren die Emissionen wieder zurück auf ihr altes (Referenz-)Niveau, jedoch bleibt im Vergleich zum Referenz-Szenario trotzdem die CO₂-Konzentration niedriger. Grafik: I. Emmer/J. Couwenberg, verändert nach BONN et al. in prep.

3.9 Referenzzustand

Jede Emissionsreduktion muss auf einen Referenzzustand bezogen werden („Weniger als was?“). Die freiwilligen Aktivitäten unter Art. 3.4 des Kyoto-Protokolls und die damit verbundenen und unter Art. 17 des KP gehandelten Emissionsrechte benutzen generell als Referenz einen historischen Zustand: das Jahr 1990 (Basisjahr). Dabei werden die (netto) THG-Flüsse, wobei sowohl Quellen als Senken berücksichtigt werden, im Anrechnungszeitraum (z.B. 2013-2020) mit denen aus dem Referenzjahr 1990 verglichen. Diese müssen dann, um eine identische Zeitperiode zu erreichen, mit achtmaligen 1990er Referenzemissionen multipliziert werden:

$$\Delta\text{THG-Flüsse} = \text{THG-Flüsse}_{2013-2020} - 8 \times \text{THG-Flüsse-Referenz}_{1990}$$

Bei Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung wird keine Referenz gewählt. Es werden nur die Netto-THG-Flüsse im Anrechnungszeitraum betrachtet:

$$\Delta\text{THG-Flüsse} = \text{netto THG-Flüsse}_{2013-2020}$$

Demgegenüber wird bei Waldbewirtschaftung im zweiten Anrechnungszeitraum des KP ein hypothetisches Zukunftsszenario als Referenz zugrunde gelegt. Dieses Szenario stellt die Situation dar, die sich während des Anrechnungszeitraums ohne Implementierung von zusätzlichen Klimamaßnahmen ergeben hätte (Referenzszenario). Betrachtet wird die Differenz zwischen den tatsächlichen THG-Flüssen im Anrechnungszeitraum (mit zusätzlichen Klimamaßnahmen) und dem Referenzszenario (ohne zusätzliche Klimamaßnahmen):

$$\Delta\text{THG-Flüsse} = \text{THG-Flüsse-Referenz}_{2013-2020} - \text{THG-Flüsse}_{2013-2020}$$

Auch bei CDM- und VCS-Projekten wird ein solches Referenzszenario (dort dann „baseline scenario“ genannt) verwendet und verglichen, wie sich die THG-Flüsse im Projekt verhalten zu den THG-Flüssen, die sich über die gleiche Periode ohne die Projektmaßnahmen ergeben hätten („baseline“).

Ein derartig vorausschauendes („forward looking“) Referenzszenario erscheint auf den ersten Blick einleuchtend, da es nicht belohnt, was auch ohne Klimaprojekt passiert wäre. Es beinhaltet aber auch Schwierigkeiten, weil Annahmen über zukünftige Entwicklungen getroffen werden müssen, die kaum nachprüfbar sind. So könnte eine Moorfläche aus der Nutzung fallen und deren Wasserstände ansteigen, weil Gräben zuwachsen oder Biber Dämme bauen. Alternativ könnte eine zunehmende Nachfrage nach energetisch verwertbarer Biomasse zu einer Intensivierung der Landnutzung und zu einer weiteren Absenkung des Wasserspiegels führen. Die Einschätzung solcher Referenz-Szenarien wird mit längeren Projektlaufzeiten unsicherer. Unter CDM und VCS existieren diverse Methoden und Instrumente, um das wahrscheinlichste Referenzszenario zu identifizieren. Aus allen möglichen Optionen wird das Szenario als Referenz gewählt, welches unter Anwendung des Konservativitätskriteriums (siehe Kapitel 3.5) am besten begründet werden kann. Dies bedeutet auch, dass Projekte mittels einer plausibel erscheinenden Geschichte die letztendliche Zahl an erzeugten Kohlenstoffzertifikaten maßgeblich beeinflussen können. Dies kann aber nicht unbeschränkt geschehen, weil periodisch (z.B. unter VCS jedes zehnte Projektjahr) eine Evaluierung der Annahmen des Referenzszenarios stattfinden und gegebenenfalls die Referenzwerte entsprechend korrigiert werden müssen.

Eine Alternative zur Formulierung eines Referenzszenarios ist ein langfristiges Monitoring einer Referenzfläche, auf der das Projekt (z.B. Wiedervernässung eines Moorgrünlandes) nicht umgesetzt wird. Dies ist praktisch aber schwer umsetzbar, da oft ausreichend ähnliche Flächen fehlen und zusätzlich hohe Kosten für die Referenzfläche entstehen (Entschädigung). Zudem bestimmt der Status als Referenz die Nutzung der Fläche und verhindert, dass das Gebiet einer regionalen Entwicklung völlig spontan folgt. Auch löst die Einbeziehung einer Referenzfläche nicht das Problem, dass für die meisten Standards das Volumen der im Projekt zu erreichenden Emissionsreduktion vorher abgeschätzt werden muss.

3.10 Projektlaufzeit

Die Projektlaufzeit ist der Zeitraum, in dem ein Projekt Kohlenstoffzertifikate generieren kann. Der Zeitraum darf nicht länger sein, als das Projekt als *zusätzlich* betrachtet werden kann. Die Annahmen zur Projektlaufzeit können das Volumen der anrechenbaren Emissionsreduktion eines Projektes maßgeblich beeinflussen. Im Allgemeinen wird gelten, dass mit längerer Projektlaufzeit kumulativ mehr Kohlenstoffzertifikate erzeugt werden (siehe auch Kapitel 3.8).

Mit einer, in die Zukunft projizierten, Emissionsreferenz („forward looking baseline“) hat die Projektlaufzeit großen Einfluss auf die anzunehmenden THG-Flüsse. Wenn sich die wiedervernässten Projektflächen im Referenzszenario bewalden würden (was bei manchen Branchen der Fall sein wird), muss die mitunter beträchtliche Kohlenstofffestlegung in der aufwachsenden Holzbiomasse im Referenzszenario mitgerechnet werden, was wiederum die Reduktion der Emissionen im Projekt verringert. Wenn Bäume jung sind, haben sie einen überproportionalen Volumenzuwachs (BACKMAN 1943, PENMAN et al. 2003), um dann langfristig ein Gleichgewicht zu erreichen, wobei der flächenbezogene Kohlenstoffvorrat nicht mehr zunimmt. Der Effekt der jährlichen Kohlenstofffestlegung in der Holzbiomasse ist nach der Etablierungsphase somit umso größer, je kürzer die Projektlaufzeit ist. Wenn die Bäume ausgewachsen sind und die Kohlenstoffvorräte in der Holzbiomasse und in der Streuschicht ein Gleichgewicht erreicht haben, bleiben die Emissionen aus der Torfzersetzung übrig (LAINE & MINKKINEN 1996, JOOSTEN 2000).

3.11 Leakage

Leakage wird allgemein als Emissionsverlagerung übersetzt. Letzterer Begriff kann jedoch nur für die Emissionsreduktion und nicht für andere ÖDL verwendet werden. Daher wird in diesem Bericht der englische Begriff verwendet. Leakage deutet auf eine Undichtheit (ein „Leck“) in den Projektumgrenzen. Es beinhaltet negative Effekte, die außerhalb des Projektgebietes als Ergebnis der Durchführung der Projektmaßnahmen auftreten. In Bezug auf Emissionen ist die Verlagerung von Emissionen von der Projektfläche auf eine andere Fläche außerhalb des Projektgebietes gemeint, wobei die auf der Ausweichfläche ansteigenden Emissionen die Emissionsreduktion auf der Projektfläche teils oder ganz zunichtemachen. Wenn also ein als Weide oder Wiese genutztes Moorgrünland wiedervernässt wird, ergibt dieses Emissionsreduktionen. Sobald aber der gleiche Landwirt die Beweidung, Heu- oder Silageproduktion auf eine bisher nicht entwässerte und zu diesem Zweck neu entwässerte Fläche verlagert („activity shifting“, Aktivitätsverschiebung), ist der Netto-Gewinn gleich Null oder sogar negativ. Eine weitere Form von Leakage ist das marktbedingte Leakage („market leakage“). Bei dieser finden außerhalb des Projektgebietes Aktivitäten zur Herstellung eines handelbaren Gutes statt, da das Angebot dieses Gutes durch das Projekt verringert wurde. Dadurch werden die THG-Emissionen des Projektes (teilweise) zu Nichte gemacht. Dies trifft

zum Beispiel zu, wenn für Torfabbau vorgesehene, entwässerte Moore wiedervernässt werden, der Torfabbau im Ausland aber intensiviert wird, weil die Nachfrage nach Torf gleich bleibt. Als dritte Form von Leakage kann noch ein ökologisches Leakage („ecological leakage“) auftreten, bei der die Wiedervernässung des Projektgebietes zu negativen Effekten auf hydrologisch verbundenen Systemen außerhalb des Projektgebietes führt. Das kann zum Beispiel das verringerte Baumwachstum oder sogar Absterben eines Waldes aufgrund gesteigener Grundwasserstände in den zum Projektgebiet benachbarten Flächen sein. In Wiedervernässungsprojekten sollte daher auch die hydrologische Einbettung des Moores in der Landschaft berücksichtigt werden.

Bei Maßnahmen, die auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen umgesetzt werden sollen, muss eine mögliche Verlagerung der Emissionen ausdrücklich berücksichtigt werden.

4 Standard und Methodologie der MoorFutures®-Kohlenstoffzertifikate (Version 1.0)

4.1 Standard

Ein Standard (siehe Kapitel 3.1) legt alle spezifischen Anforderungen für die Entwicklung von Projekten und Methodologien sowie für die Validierung, das Monitoring und die Verifizierung von Projekten fest. MoorFutures ist ein Standard für freiwillige Kohlenstoffzertifikate aus kleinen und mittleren Moorwiedervernässungs-Projekten. MoorFutures® ist eine registrierte Marke des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Die Zertifikate werden nur für Maßnahmen, die zu einer Verringerung der THG-Emissionen oder einer Vergrößerung der Kohlenstofffestlegung aus land- und forstwirtschaftlicher Nutzung führen, nicht aber für das alleinige Vorhandensein von Kohlenstoffvorräten, ausgegeben.

MoorFutures ist ein einheitlicher Standard, der dezentral und regional angewandt wird. Regionalität wird angestrebt, um (i) kurze Distanzen zwischen Käufern, Verkäufern, Projektentwicklern und koordinierenden Einrichtungen zu ermöglichen, (ii) regionale Expertise für die Qualitätskontrolle zu nutzen, und (iii) die regionale Identifizierung, Spezialisierung und Diversifizierung zu erleichtern. In den bisherigen MoorFutures-Regionen Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg sind die jeweiligen Träger und Experten stark vernetzt. Regelmäßige Treffen garantieren den Austausch über Projekte und somit eine einheitliche Interpretation und die Integrität des Standards.

Kohlenstoffzertifikate aus MoorFutures-Projekten sind nicht mit dem Pflichtmarkt verbunden und weder auf dem Pflicht- noch auf dem freiwilligen Markt handelbar, können jedoch von Unternehmen gekauft und als Teil ihrer Umweltbilanz dargestellt werden. Die MoorFutures-Kriterien sind klar definiert, wissenschaftlich abgesichert, transparent und beruhen auf den Prinzipien des Verified Carbon Standard und des Kyoto-Protokolls. Die operationellen Kosten für Validierung, Verifizierung und Zertifizierung werden durch die Einbindung unabhängiger Fachexpertise minimiert. Die Qualität der MoorFutures-MV-Zertifikate wird durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, die Landgesellschaft Mecklenburg-Vorpommern und die Universität Greifswald garantiert; die der MoorFutures-BB-Zertifikate durch das Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, die Flächenagentur Brandenburg und die Fachhochschule Eberswalde.

Um die Projektumsetzung zu finanzieren, nutzt der MoorFutures-Standard den Vorabverkauf („forward selling“, siehe unten). Käufer investieren in eine Maßnahme, die über die jeweilige Projektlaufzeit eine bestimmte Menge an Emissionsreduktion bewirkt. Wenn die Zertifikate genutzt werden um heutige Emissionen auszugleichen, sollten Käufer sich dieser Konstruktion bewusst sein und ihren Beitrag entsprechend bewerben. Solange die Permanenz der zukünftigen Emissionsreduktionen gesichert ist und diese *ex post* (im Nachhinein) verifiziert werden, ist der Vorabverkauf glaubwürdig und sinnvoll. Er wird auf 50 Jahre im Voraus beschränkt. Im Falle einer längeren Projektdauer können Zertifikate nach 50 Jahren gegebenenfalls durch weitere Ausschüttungen ausgegeben werden. Bei der *ex post* Verifizierung wird möglicherweise nachgewiesen, dass die real generierte Zahl von Zertifikaten von der *ex ante* (vorab) eingeschätzten und verkauften Zahl von Zertifikaten abweicht.

MoorFutures: ein weiterer Meilenstein am freiwilligen Kohlenstoffmarkt

Im Sommer 2007 wurde das Projekt Waldaktie in Mecklenburg-Vorpommern gestartet, (www.waldaktie.de) um die Leistung der Wälder für den Klimaschutz In-Wert zu setzen und auch für Laien nachvollziehbar und erlebbar zu machen. Das Projekt wurde durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz gemeinsam mit dem Tourismusverband und der Landesforstanstalt umgesetzt. Bis zum Herbst 2013 konnten knapp 50.000 Waldaktien zum Einzelpreis von 10 € verkauft werden.

Nach diesem erfolgreichen Start stand in dem moorreichen Land die Frage an, ob sich die Klimaschutzfunktion der Moore in ähnlicher Weise öffentlichkeitswirksam darstellen lässt. In den langjährigen Erfahrungen Mecklenburg-Vorpommerns mit Moorwiedervernässungen standen bis dahin naturschutzfachliche Ziele im Vordergrund. Auch wenn die Klimarelevanz bereits 1997 im Klimaschutzkonzept berücksichtigt wurde, konnte die Emissionsreduktion damals noch nicht quantifiziert werden. Mit dem GEST-Ansatz wurde ein Instrument entwickelt, mit der die Klimaleistung eines Moores vor und nach der Wiedervernässung hinreichend genau bestimmt werden konnte. Durch die langjährigen Erfahrungen in der Projektumsetzung konnte hiernach ein Preis pro Tonne vermiedenes CO₂-Äq. berechnet werden.

Um die Attraktivität für den freiwilligen, regionalen Kohlenstoffmarkt zu vergrößern, wurde die Wort-Bild-Marke „MoorFutures[®] – Ihre Investition in Klimaschutz“ im Februar 2011 in das amtliche Register des europäischen Gemeinschaftsmarkenamtes eingetragen. Mit MoorFutures konnte auch ein öffentlichkeitswirksames Kommunikationsinstrument für die vielfältigen Synergien zwischen Klima- und Naturschutz geschaffen werden. Nicht zuletzt deshalb wurden die MoorFutures mehrfach ausgezeichnet. So stand bei der Auszeichnung mit dem „Klima-Verdienstkreuz“ der klimaneutralen Hotels Deutschlands im Juli 2011 eindeutig der Klimaschutzaspekt im Vordergrund. Bei der Auszeichnung im Rahmen des Standortwettbewerbs „Deutschland – Land der Ideen“ ging es im Sommer 2012 um innovative Ansätze. Im Herbst 2012 schließlich wurden die MoorFutures offizieller Standort der UN-Dekade Biologische Vielfalt, bei der die positiven Auswirkungen der MoorFutures auf die biologische Vielfalt gewürdigt wurden. Seit Mai 2012 gestattet das Land Mecklenburg-Vorpommern dem Land Brandenburg, die geschützte Marke MoorFutures unter Wahrung der genannten Kriterien im Wege einer einfachen Markenlizenz zu nutzen. Die Flächenagentur Brandenburg ist seit dem berechtigt, im Rahmen der Verwendung einer einfachen Markenlizenz Projekte nach dem MoorFutures Standard auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt im Land Brandenburg anzubieten und zu vermarkten.

Die Orientierung an dem international etablierten VCS Standard verbunden mit einer regionalen Ausgestaltung machen die MoorFutures zu einer anspruchsvollen Marke im freiwilligen Kohlenstoffmarkt. Nicht zuletzt aus diesen Gründen empfehlen die Länderfachbehörden von Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein im Positionspapier „Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz“ den Einstieg in die Marke MoorFutures (JENSEN et al. 2012). Das Papier wird von neun weiteren Länderfachbehörden, dem Bundesamt für Naturschutz, dem Umweltbundesamt, der Bund/ Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) sowie der Bund/ Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) mitgetragen. Das Positionspapier betont die weit über den Klimaschutz hinausgehenden Leistungen der Moore und empfiehlt, die MoorFutures auch in anderen Ländern einzuführen.

Forward selling

Gerade bei Wiedervernässungsprojekte fallen anfangs hohe Kosten an. Eine Fremdfinanzierung in Form eines Darlehens, einer Aktie oder einer Anleihe ist erforderlich, damit die Projekte umgesetzt und die Klimaleistung erbracht werden kann. In der alltäglichen Geschäftspraxis ist eine Fremdfinanzierung langlebiger Wirtschaftsgüter weit verbreitet. Zu Beginn des 19. Jh. wurden Aktiengesellschaften zu dem Zweck gegründet, langfristige, Generationen übergreifende, gemeinwohlorientierte Infrastrukturprojekte finanzieren zu können. Eine weitere Form der langfristigen Fremdfinanzierung von öffentlich-rechtlichen Körperschaften und auch privatwirtschaftlichen Unternehmen sind Anleihen, die durch Ausgabe von Schuldverschreibungen am Kapitalmarkt aufgenommen werden. Dabei gewährt der Kreditgeber dem Schuldner einen Kredit und erhält als Gegenleistung den vereinbarten Zins, der jährlich ausbezahlt werden kann. Bei der Standardanleihe geschieht die Tilgung der Schuld durch den Schuldner am Ende der Laufzeit, kann aber auch laufend erfolgen (feste Annuität). Bei den Kohlenstoffzertifikaten verzichtet der Käufer (Kreditgeber) auf die Zahlung eines Zinses und die Rückzahlung der Schuld (Zero-Perpetual) und erhält als Gegenleistung ein Zertifikat, mit dem er seine unvermeidbaren THG-Emissionen kompensieren kann.

Um die anfänglichen hohen Kosten des Wiedervernässungsprojekts zu decken, wird also ein Kredit aufgenommen, der über die Projektlaufzeit in Form von Emissionsreduktionen getilgt wird. Der Käufer erhält im Gegenzug einen Schuldschein in Form von Zertifikaten. Die zukünftige Erbringung der Leistung muss von Seiten des Verkäufers garantiert werden. Das kann erreicht werden durch eine solide Projektumsetzung und über die Einrichtung einer Risikoreserve (Buffer-Account) durch die Nichtausschüttung von Zertifikaten.

Im Zertifikatehandel wird ein Vorabverkauf („forward selling“) als problematisch gesehen, wenn die erst in der Zukunft erbrachten Emissionsreduktionen nicht garantiert sind und gegenwärtige THG-Emissionen mit den über die gesamte Projektlaufzeit vermiedenen Emissionen (zukünftige Emissionsreduktionen) gegen gerechnet werden („forward crediting“). In diesem Zusammenhang ist auf Unterschiede zwischen Zertifikaten auf dem Pflichtmarkt und dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt hinzuweisen. Der Pflichtmarkt basiert auf einem cap-and-trade System, die Preisbildung erfolgt über den Markt und die Kompensation muss periodengerecht erfolgen. Durch den Kauf eines Zertifikates erhält der Käufer das Recht, eine Einheit eines Treibhausgases über eine bestimmte Periode zu emittieren. Ziel des Pflichtmarktes ist die Vermeidung von THG-Emissionen mit den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten.

Ziel des freiwilligen Kohlenstoffmarktes ist die freiwillige Kompensation unvermeidbarer THG-Emissionen durch Privatpersonen und Unternehmen. Die Käufer der Zertifikate wollen Klimaschutzprojekte außerhalb verbindlicher Zielvorgaben (cap) unterstützen. Die Emissionsreduktionen, die mittels der Kohlenstoffzertifikate erworben werden, sollten jedoch von Unternehmen erst dann geltend gemacht werden, wenn die Reduktionen auch tatsächlich realisiert werden. Ein Unternehmen sollte deshalb zurückhaltend sein und im Rahmen seiner seriösen CSR-Aktivitäten nur damit werben, dass durch den Ankauf von Zertifikaten die heutigen Emissionen weitgehend erst während der Projektlaufzeit ausgeglichen werden.

Im Falle einer geringeren Einsparung als prognostiziert, müssen die zuvor überzählig verkauften Zertifikate über andere Projekte ausgeglichen werden. Aufgrund des konservativen

Ansatzes wird dies jedoch nicht erwartet. Wenn sich dieser als zu konservativ erweist, was eher der Fall sein dürfte, werden die erbrachte Zusatzleistungen in einer Risikoreserve gespeichert, mit dem ein unvorhergesehenes Scheitern von Folgeprojekten abgedeckt werden kann. Mit einer zunehmenden Anzahl von Projekten werden entsprechende Erfahrungen über die notwendige Größe der Risikoreserve vorliegen. Über die Verwendung nicht für die Risikoreserve benötigter Zertifikate werden dann entsprechende Regelungen erarbeitet. Möglich sind eine zielgerichtete Investition in weitere Projekte oder eine Ausschüttung an die Inhaber der Zertifikate in Anlehnung an die in der Versicherungswirtschaft übliche Überschussbeteiligung.

Die Wiedervernässungsmaßnahmen in den bisherigen MoorFutures-Projektgebieten wurden vollständig über den Zertifikateverkauf finanziert. Dies ist für die Etablierungsphase sicherlich sinnvoll. Eine Mischfinanzierung mit öffentlichen Mitteln ist grundsätzlich möglich. Dies bedarf jedoch der Ausarbeitung von Kriterien für öffentlich/private Mischfinanzierungen (Kapitel 6.3).

Die Vorgaben des MoorFutures-Standards als eine Ausfüllung der in Kapitel 2 vorgestellten Kriterien und Anforderungen sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Kriterien und Vorgaben des MoorFutures-Standards.

Kriterium	Vorgaben des MoorFutures-Standards
Zusätzlichkeit	MoorFutures-Projekte sind zusätzlich, d.h. ohne den Verkauf der MoorFutures-Zertifikate würden sie nicht umgesetzt werden. Die Einkünfte aus dem Zertifikate-Verkauf können grundsätzlich komplementär zu anderen Mitteln, welche alleine eine Umsetzung des Projektes nicht ermöglicht hätten, eingesetzt werden. Dafür bedarf es noch der weiteren Konkretisierung der Kriterien für solche Mischfinanzierungen.
Bezugsraum	Die Lage und räumliche Ausdehnung jedes MoorFutures-Projektgebietes ist eindeutig definiert, um akkurates Monitoring, Berichterstattung und Verifizierung der THG-Flüsse und gegebenenfalls der Zusatzeffekte zu ermöglichen.
Projektlaufzeit	Die Laufzeit von MoorFutures-Projekten ist festgelegt. Alle Projekte müssen einen glaubhaften und robusten Plan für das Management und die Umsetzung der Maßnahmen während der gesamten Projektdauer haben.
Messbarkeit	MoorFutures-Projekte verwenden robuste, detaillierte und wenn möglich extern validierte und wissenschaftlich anerkannte (peer-reviewed publizierte) Methodologien, um die Projektergebnisse einzuschätzen (siehe Kapitel 3.2).
Verifizierbarkeit	Monitoring und Verifizierung werden durch eine unabhängige regionale wissenschaftliche Einrichtung abgesichert. Die Methodologien und Ergebnisse der MoorFutures-Projekte stehen für Validierung und Verifizierung durch Dritte zur Verfügung.
Konservativität	Die Einschätzung der Projektergebnisse erfolgt auf allen Ebenen konservativ.
Vertrauenswürdigkeit	MoorFutures sind direkt mit Projekten verbunden, die vor Ort besichtigt werden können. Für jedes Projekt gibt es eine verständliche Dokumentation mit Informationen über Lage und Status des Projektgebietes sowie der Berechnung der Emissionseinsparung und gegebenenfalls Effekte auf weitere ÖDL. MoorFutures sind auf regionaler Ebene durch regional koordinierende Einrichtungen registriert, z.B. in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg durch die zuständigen Ministerien (siehe Kapitel 3.6).
Nachhaltigkeit	In MoorFutures gibt es ein Verschlechterungsverbot. Einerseits darf die Verbesserung in Bezug auf eine ÖDL (Klimawirkung) nicht zu negativen Effekten auf andere ÖDL führen. Andererseits dürfen die Verbesserungen in Bezug auf ÖDL die sozio-ökonomischen Verhältnisse der Region nicht verschlechtern. Letzteres ist von geringer Relevanz so lange nur kleine Projektgebiete wiedervernässt werden. Im Falle der Wiedervernässung großer Gebiete sind alternative Einkommensmöglichkeiten z.B. durch Paludikulturen und/oder Tourismus zu prüfen.

Kriterium	Vorgaben des MoorFutures-Standards
Permanenz	<p>Die Permanenz (siehe Kapitel 3.8) der zertifizierten Umwelteffekte der MoorFutures wird durch adäquate rechtliche, planerische und vertragliche Instrumente abgesichert, die sich von Region zu Region unterscheiden können. Die Permanenz z.B. der MoorFutures in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg wird abgesichert durch: a) die planerische und rechtliche Sicherung der Maßnahme – im Regelfall durch die Projektzulassung im Rahmen des jeweils gebotenen Verfahrens; b) die Sicherung der dauerhaften Flächenverfügbarkeit. Diese erfolgt entweder durch den Erwerb der Flächen oder durch Eintragungen im Grundbuch. Alternativ könnte auch eine Eintragung von Grunddienstbarkeiten bezüglich der Wasserstände im Grundbuch festgelegt werden.</p> <p>Zusätzlich sollte eine Nutzung (Paludikultur) der Projektfläche angestrebt werden, wenn dies zu Erhalt beziehungsweise Förderung des erzielten beziehungsweise potenziellen Zusatznutzen (z.B. moortypische Biodiversität) beiträgt.</p>
Leakage	Es werden drei Formen von Leakage berücksichtigt: (i) Aktivitätsverschiebung (activity shifting), (ii) Markt-Leakage und (iii) ökologisches Leakage.

4.2 Methodologie

Die Methodologie beschreibt, wie die zu zertifizierenden THG-Emissionsreduktionen, den Vorgaben des Standards folgend, quantifiziert werden. Sie umfasst einen Baukasten von Methoden und Regeln zur Messung, Berichterstattung und Verifizierung (MRV) von Projektergebnissen. Die typischen Inhalte von international anerkannten Methodologien im Bereich des freiwilligen Kohlenstoffmarktes (z.B. von VCS-Methodologien) und ihre Ausfüllung bei den MoorFutures werden in Tabelle 3 beschrieben.

Tabelle 3: Typische Inhalte einer Methodologie und ihre Ausfüllung bei den MoorFutures in Bezug auf die Quantifizierung von Treibhausgasemissionen.

Thema	Vorgaben der MoorFutures
Anwendungsvoraussetzungen (applicability conditions)	Die Vorgaben können auf Projekte zur Wiedervernässung, vormals entwässerter Moore in geographisch abgrenzbaren Regionen in der temperaten Klimazone angewendet werden.
Projektgrenzen (project boundary)	<p>Zeitlich: Die Dauer von MoorFutures-Projekten ist 30-100 Jahre. Ein Minimum von 30 Jahren wird gefordert, um mögliche Übergangseffekte (erhöhter MethanAusstoß, Ansiedlung neuer Arten) zu berücksichtigen. Falls Projekte (Wieder-)Aufforstung oder verbessertes Waldmanagement (inkl. Holzeinschlag) beinhalten, muss die Projektdauer mindestens einen kompletten Einschlagzyklus umfassen.</p> <p>Räumlich: Die Projektbeschreibung enthält Name, geographische Koordinaten und Grenzen (auch auf Karten), die Gesamtgröße des Projektgebietes und Angaben zu den Eigentumsverhältnissen. Falls das Projektgebiet mehrere Teilflächen enthält, müssen diese Angaben für jede Teilfläche bereitgestellt werden.</p> <p>Berücksichtigte Flächen: Im Referenzszenario (Baseline-Szenario) kann der fortwährende Moorschwind dazu führen, dass der Torf in Teilen des Projektgebietes vollständig wegoxidiert ist, bevor die Projektlaufzeit um ist. Für diese Teilgebiete werden Zertifikate nur für die Zeit erteilt, über welche noch Torf vorhanden gewesen wäre.</p> <p>Berücksichtigte Kohlenstoffvorräte: Oberirdische Biomasse (Bäume und andere), unterirdische Biomasse, Boden. Die Biomasse von Bäumen wird im Referenzszenario obligatorisch, im Projektszenario fakultativ berücksichtigt. Streu von Bäumen, Holzprodukte und Totholz können fakultativ berücksichtigt werden.</p> <p>Berücksichtigte Treibhausgase: CO₂ und CH₄. N₂O wird konservativ nicht berücksichtigt, da dessen Ausstoß nach wissenschaftlichen Erkenntnissen im Projektszenario im Vergleich zum Referenzszenario niedriger ist.</p>

Thema	Vorgaben der MoorFutures
Festlegung des Referenzszenarios	MoorFutures verwenden ein hypothetisches, vorausschauendes Szenario („forward looking baseline“), d.h. die Effekte des Projekt-Szenarios werden mit einem Referenzszenario (zukünftige Emissionen über die Projektlaufzeit bei Nicht-Durchführung des Projektes) verglichen. Für die Identifizierung des wahrscheinlichsten Referenzszenarios werden Experteneinschätzungen und Publikationen verwendet und diese Erkenntnisse werden alle 10 Jahre überprüft. Unter den derzeitigen sozioökonomischen und politischen Bedingungen sind die wahrscheinlichsten Referenzszenarien die Fortführung und gegebenenfalls die Intensivierung der derzeitigen Landnutzung. Nutzungsaufgabe ist nicht wahrscheinlich (SCHRÖDER 2012). Daher verwendet MoorFutures die derzeitigen Standortbedingungen und Landnutzung als konservative Abschätzung des Referenzszenarios.
Zusätzlichkeit	Alle MoorFutures-Projekte sind zusätzlich (siehe Kapitel 3.1).
Quantifizierung (MRV)	<p>THG-Emissionsreduktionen werden mit Hilfe des Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GESTs)-Ansatzes geschätzt (siehe unten).</p> <p>Um Konservativität zu gewährleisten, werden N₂O-Emissionsreduktionen und die hohen Methanemissionen aus Gräben im Referenzszenario nicht berücksichtigt. Es werden niedrige Schätzwerte für das Referenz- und hohe Schätzwerte für das Projektszenario verwendet. Für Vegetationstypen, die sowohl im Referenz- als auch im Projektszenario vorkommen, wird ein einheitlicher Wert angenommen.</p> <p>Die interannuelle Variabilität in Bezug auf Witterungsbedingungen und Populationsdynamik wird ausgeglichen. Diese Anforderung gilt auch für die Zusatzeffekte. Katastrophen, d.h. Ereignisse oder Umstände außerhalb der Kontrolle und nicht beeinflusst vom Projektentwickler (z.B. spontane Brände, Insektenkalamitäten, extreme Wetterereignisse, Erdbeben, Vulkanausbrüche, Terrorismus und Krieg), deren Häufigkeit deutlich außerhalb der Länge der Projektdauer fällt, werden nicht berücksichtigt, da sie ähnlich auch im Referenzszenario vorgekommen wären. Falls eine Katastrophe auftritt muss das Referenzszenario angepasst werden.</p>
Leakage	Leakage wird wie folgt berücksichtigt: Aktivitätsverschiebung wird durch die Flächenauswahl und/oder die Schaffung alternativer Einkommensoptionen (Tourismus, Paludikultur, Jagd) vermieden. Marktbedingtes Leakage kann zumindest in der Anfangszeit aufgrund der geringen Flächengröße nicht auftreten. Ökologisches Leakage wird durch die Flächenauswahl und durch die Schaffung von hydrologischen Pufferzonen vermieden. Falls dennoch Leakage auftritt, wird diese quantifiziert und verrechnet.
Monitoring	Eine Vegetationskartierung zur Ermittlung der Flächenanteile verschiedener GEST erfolgt vor Wiedervernässung sowie im 3. Jahr nach Wiedervernässung und dann alle weiteren 10 Jahre (über die gesamte Laufzeit).

Erläuterungen zum GEST-Ansatz

Grundlagen: Um Moorstandorte in Mitteleuropa ohne umfängliche Vor-Ort-Messungen und auch auf großen Flächen hinsichtlich ihres aktuellen Emissionsverhaltens einzuschätzen, wurde 2008 an der Universität Greifswald im Auftrag des Landes Mecklenburg-Vorpommern der GEST-Ansatz entwickelt (COUWENBERG et al. 2008, 2011). Er beschreibt Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GESTs). Grundlage für diese Standorttypen ist eine umfangreiche Literaturlauswertung, bei der aus Messungen auf Jahreswerte hochgerechnete Emissionswerte sowie die sie steuernden Begleitparameter wie Wasserstände, Trophie, Bodentyp, Azidität und die Vegetationszusammensetzung in mitteleuropäischen Mooren ausgewertet wurden. Als Ergebnis dieser Auswertung wurde festgestellt, dass unter den vorhandenen Parametern der mittlere jährliche Grundwasserstand die beste einzelne Erklärungsgröße für die CO₂- und CH₄-Emissionen ist. Der mittlere jährliche Grundwasserstand wird in sogenannten Wasserstufen beschrieben (Tabelle 4).

Tabelle 4: Wasserstufen und ihre Wasserstände (verändert nach KOSKA et al. 2001). Die Wasserstufen werden charakterisiert durch: WLw: langfristiger, medianer Wasserstand der nassen Saison; WLd: langfristiger, medianer Wasserstand der trockenen Saison; und WD: Wasserversorgungsdefizit. Saisonal schwankende Nässe wird angezeigt durch die Kombination verschiedener Wasserstufen, z.B. 5+/4+ bezeichnet einen WLw innerhalb des 5+ Bereiches und einen WLd innerhalb des 4+ Bereiches. Stark schwankende Nässe wird angezeigt durch das Tilde-Zeichen, z.B. 3~ bezeichnet einen WLw innerhalb des 4+ Bereiches und einen WLd innerhalb des 2+ Bereiches.

Wasserstufe		Wasserstände bezogen auf Oberfläche (+ über, - unter)
7+	oberes Sublitoral	WLw/WLd: +250 bis +140 cm
6+	entspricht geflutet (unteres Eulitoral)	WLw: +150 bis +10 cm; WLd: +140 bis +0 cm
5+	nass (oberes Eulitoral)	WLw: +10 bis -5 cm; WLd: +0 bis -10 cm
4+	halbnass (sehr feucht)	WLw: -5 bis -15 cm; WLd: -10 bis -20 cm
3+	feucht	WLw: -15 bis -35 cm; WLd: -20 bis -45 cm
2+	mäßig feucht	WLw: -35 bis -70 cm; WLd: -45 bis -85 cm
2-	moderat trocken	WD: <60 l/m ²
3-	trocken	WD: 60-100 l/m ²
4-	sehr trocken	WD: 100-140 l/m ²
5-	extrem trocken	WD: >140 l/m ²

Darüber hinaus beeinflusst an nassen Standorten das Vorkommen von Pflanzen mit einem Aerenchym die CH₄-Emissionen, weil dieses Gas über die in der anaeroben Zone wurzelnden Rhizome direkt an die Geländeoberfläche geleitet wird. Zu diesen „shunt-Arten“ zählen z.B. *Phragmites australis*, *Eriophorum angustifolium*, *Phalaris arundinacea*, *Cladium mariscus*, *Carex* spp., *Juncus* spp. und *Scirpus* spp. Beim GEST-Ansatz bleiben die N₂O-Emissionen unberücksichtigt, weil diese sehr erratisch sind und breit einsetzbare Indikatoren für N₂O-Flüsse von Böden bisher fehlen. Emissionsrelevante Bewirtschaftungsaspekte wie Umbruch und Düngung konnten aufgrund fehlender Messwerte bisher nicht berücksichtigt werden, können aber in der Weiterentwicklung in das Modell aufgenommen werden. Für die tiefentwässerten Standorte sind die bisher angewandte Emissionswerte als Unterschätzungen zu betrachten (vgl. COUWENBERG & HOOIJER 2013, DRÖSLER et al. 2013).

Basierend auf der Erkenntnis, dass die Vegetationsformen beziehungsweise Pflanzengesellschaften eines Standorts dessen Standorteigenschaften spiegeln, werden den Vegetationsformen anhand ihrer mittleren jährlichen Wasserstände und Vegetationszusammensetzung Emissionswerte für CH₄ und CO₂ zugeordnet (Abbildung 2).

Wasserstufe	2+	3+	4+	5+	6+
	mäßig feucht	feucht	halbnass (sehr feucht)	nass (oberes Eulitoral)	entspricht geflutet (unteres Eulitoral)
Jahresmediane der Wasserstände	ca. 35 - 85 cm unter Flur	ca. 15 - 45 cm unter Flur	ca. 5 - 20 cm unter Flur	ca. 10 cm unter bis 10 cm über Flur	ca. 10 - 150 cm über Flur
GEST	Treibhauspotential in t CO ₂ -Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹				
Intensivgrünland	24	15	7,5		
Wiesen mit Hochstauden	20	12,5	7,5		
Riede und Röhrichte			3,5	8,5	8,5
Wiedervernässte Kurzrasen				5,5	

Abbildung 2: Ausgewählte Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST) mit Schätzungen zum Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) (nach COUWENBERG et al. 2011). Wasserstufen: 6+ entspricht geflutet (unteres Eulitoral), 5+ nass (oberes Eulitoral), 4+ halbnass (sehr feucht), 3+ feucht und 2+ mäßig feucht.

Zuweisung von THG-Flusswerten zu Vegetationstypen:

1. Die in einem bestimmten Gebiet ausgemachten Vegetationstypen werden in Bezug auf ihre vegetationskundlichen und floristischen Eigenschaften mit der in der Literatur zu THG-Messungen beschriebenen Typen verglichen. Falls identisch, können die Literaturwerte angenommen werden.
2. Um die THG-Werte zu verifizieren und zu spezifizieren, werden in einem zweiten Schritt die Wasserstandsdaten aus Felduntersuchungen oder Indikation (über Artengruppen nach KOSKA et al. 2001 oder über Arten nach ELLENBERG et al. 1992) mit Regressionen der THG-Flüsse gegen den mittleren Jahreswasserstand verglichen. Falls die Wasserstandsdaten keine Rückschlüsse zulassen kann Expertenwissen zum Vergleich zu gut dokumentierten Vegetationstypen genutzt werden.
3. Falls die Vegetation nicht ausreichend Ähnlichkeit mit in der Literatur beschriebener Vegetation aufweist, werden die Wasserstandsdaten und das Vorkommen von aerenchymatischen "shunt"-Arten mit den Regressionen verglichen, um THG-Werte abzuleiten.
4. Falls diese Daten keine Rückschlüsse zulassen, kann Expertenwissen zur Einschätzung allgemeiner Standorteigenschaften und Wasserstandsbedingungen und die THG-Werte ähnlicher Vegetationstypen genutzt werden.
5. Hierzu wurde eine Matrix aller möglichen Vegetationsformen aufgestellt, welche eine Extra- und Interpolation der Gasflussmesswerte entlang den verschiedenen Achsen der Standortparameter erlaubt. Die Daten zu i) THG-Flüssen in Beziehung zu Vegetationsformen, ii) THG-Flüssen in Beziehung zu Wasserstand und iii) Vegetationsformen in Beziehung zu Wasserstand erlauben eine interne Verifizierung dieser Matrix.

THG-Flusswerte für nordostdeutsche Moore können der GEST-Matrix in Anhang 1 entnommen werden.

Aktuelle Anwendungen des GEST-Ansatzes: Der GEST-Ansatz wurde schon mehrfach angewendet, um die Klimawirkung von einzelnen Mooren in verschiedenen Ländern einzuschätzen (z.B. WEBER 2010 für Baden-Württemberg, HARGITA & MEIßNER 2010 für Brandenburg). Für die Bilanzierung der Klimarelevanz der Moorböden Schleswig-Holsteins, Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs wurden die Standorttypen des GEST-Ansatzes auf die größeren Einheiten der Biotopkartierungen übertragen. Dabei wurde eingeschätzt, welche Vegetationsform des GEST-Modells den Biotoptypen am nächsten steht (JENSEN et al. 2010). Auch international wird der GEST-Ansatz angewendet und weiterentwickelt. Eine VCS-Methodologie für die Wiedervernässung von Mooren mit dem GEST-Ansatz als Quantifizierungsmethode befindet sich momentan in der 2. Validierungsphase (COUWENBERG et al. 2011; www.v-c-s.org). In Belarus wird der GEST-Ansatz derzeit für eine Anwendung in Mittel-/Osteuropa mit Emissionsmessungen validiert und mit Vegetationsuntersuchungen kalibriert (TANNEBERGER & WICHTMANN 2011). Im Kaliningrader Gebiet wurde er für Abschätzungen der Klimarelevanz des Zehlau-Moores verwendet (SCHWILL et al. 2010). In Großbritannien wird ein ähnlicher Ansatz für die Entwicklung nationaler Emissionsfaktoren verfolgt (BONN et al. in prep.).

4.3 Ergebnisse für Polder Kieve

Das Projektgebiet umfasst 54,5 ha und liegt im Polder Kieve im Süden des Landkreises Müritzkreis am Oberlauf der Elde, unmittelbar nördlich der Ortslage Kieve (Abbildung 4). Der Planfeststellungsbeschluss zur Wiedervernässung erfolgte am 11.02.2008. Das Gebiet musste demnach nicht mehr beplant werden. Die Umsetzung der Wiedervernässung innerhalb des Moorschutz-Programmes des Landes Mecklenburg-Vorpommern war während der Förderperiode zeitlich und finanziell nicht möglich.

Für die Abschätzung der Emissionsminderung wurden drei Szenarien betrachtet:

- Referenzszenario (intensive Nutzung, wahrscheinlich)
- alternatives Referenzszenario (extensive Nutzung, unwahrscheinlich)
- Projektszenario (Wiedervernässung)

Als Referenzszenario (Baseline-Szenario) für die Abschätzung der Emissionsreduktion wird der zukünftige Zustand des Gebietes über die Projektlaufzeit (50 Jahre), wie dieser ohne Durchführung der Projektmaßnahme gewesen wäre, eingeschätzt (Tabelle 5). Der Polder unterlag bis zur Planfeststellung für eine Wiedervernässung einer intensiven Nutzung bei tiefer Entwässerung (Wasserstände 50-70 cm unter Flur; Wasserstufe 2+/-) und es wird angenommen, dass diese weitergeführt worden wäre (SCHRÖDER 2012).

Die THG-Bilanz im Referenzszenario wird konservativ auf 24 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ geschätzt und der Gesamtausstoß des Projektgebietes für das Referenzszenario beträgt somit 1.306 t CO₂-Äq. a⁻¹. Der Schätzwert von 24 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ liegt am unteren Ende der möglichen Werte für intensiv genutzte 2+/- Standorte und der tatsächliche Emissionswert dürfte mit ~35 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ um einiges höher liegen (COUWENBERG & HOOIJER 2013, DRÖSLER et al. 2013). Die Differenz von knapp 600 t CO₂-Äq. a⁻¹ (>45% des Gesamtausstoßes) bringt die konservative Herangehensweise zum Ausdruck.

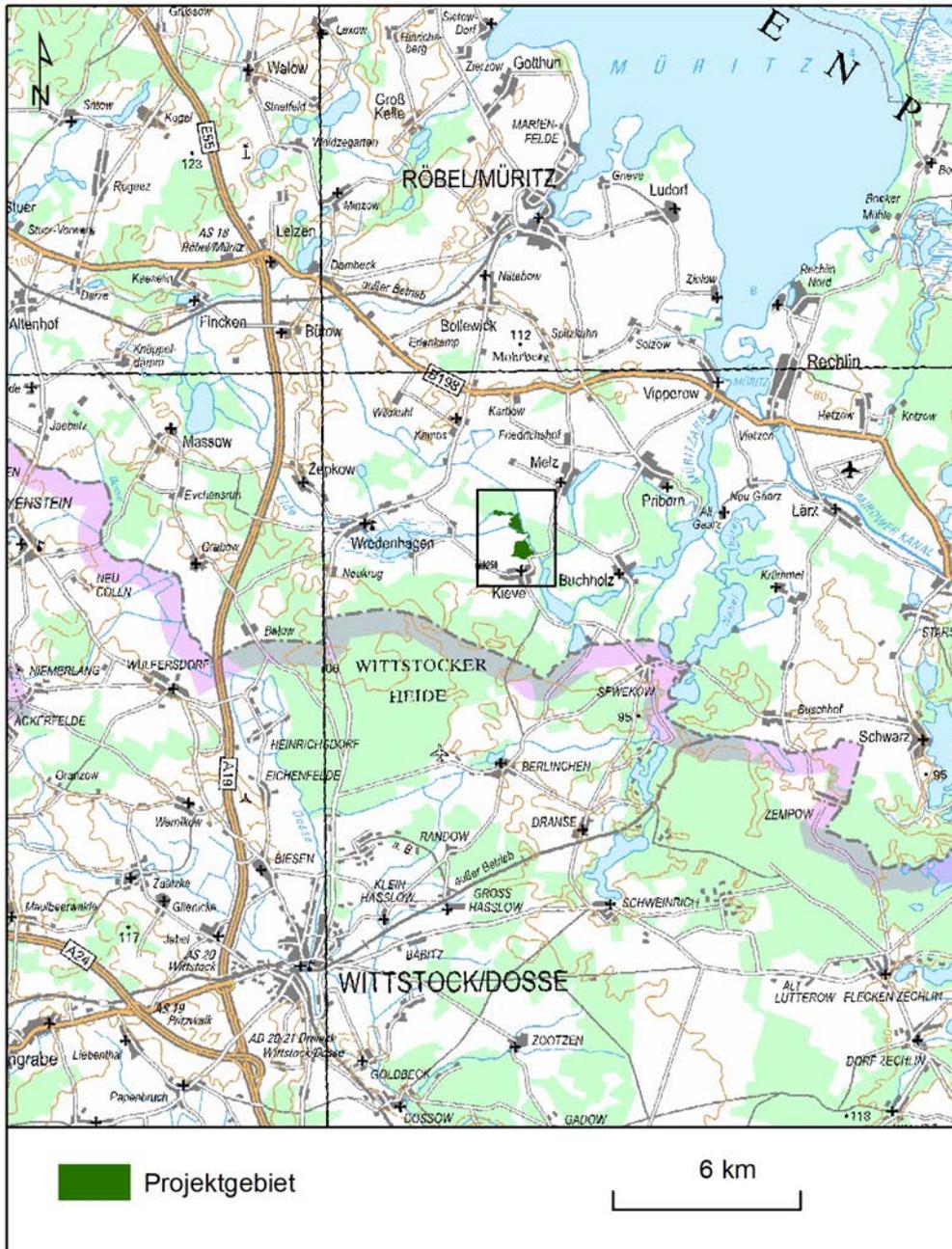


Abbildung 3: Lage des Projektgebietes im Polder Kieva. Karte: C. Tegetmeyer. Quelle: GDI-MV; www.geoportal-mv.de.

Im alternativen Referenzszenario wurde mit extensivierter Nutzung gerechnet (Tabelle 5; BARTHELMES et al. 2010). Als Basis für dieses Szenario diente eine Vegetationskartierung aus dem Jahr 2010. Nach dem Planfeststellungsverfahren für eine Wiedervernässung (2008) wurde die Pumpenleistung gedrosselt, die Nutzung extensiviert und es etablierten sich Flutrasen und Feuchtwiesen. Diese Extensivierung wäre ohne die Umsetzung der oben genannten Vorarbeiten für eine Wiedervernässung höchst unwahrscheinlich. Die Gesamtemissionen für dieses Szenario betragen 792 t CO₂-Äq. a⁻¹ (Tabelle 5).

Im Projektszenario wird erwartet, dass sich auf etwa der Hälfte der Fläche (25,5 ha) die Wasserstufe 5+ einstellt (Wasserstand knapp über/unter Flur). Auf diesen Flächen wird von einer Etablierung von Röhrichten und Rieden unter Dominanz von Schilf (*Phragmites australis*) und/oder Seggen (*Carex* spp.) ausgegangen. Eine ähnliche Vegetation wird auf einer etwas trockeneren Fläche (Wasserstufe 4+) von 11,7 ha erwartet. Auf einer Fläche von 17,3 ha werden sich voraussichtlich feuchte Hochstauden und Wiesen etablieren (Wasserstufe 3+; Abbildung 4).

Für die ersten drei Jahre nach der Vernässung wird für die 5+ Standorte ein um 10 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ erhöhter Methanausstoß angenommen. Der sich damit ergebende Wert von 18,5 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ (740 kg CH₄ ha⁻¹ a⁻¹) liegt am oberen Ende der Spannbreite von gemessenen Werten für nasse, eutrophe Niedermoorstandorte (vgl. COUWENBERG & FRITZ 2012). An einzelnen, ~40 cm überstauten, stark eutrophierten Standorten wurden bedeutend höhere Werte gemessen (AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008, GLATZEL et al. 2011), welche hier aber nicht erwartet werden.

Tabelle 5: Vegetationstypen, THG-Flusswerte und Flächenanteile in den Referenz- und im Projektszenario für Polder Kieve. WS = Wasserstufe, Fl. = Fläche, EF = Emissionsfaktor, Em = Emission pro Jahr, Em50 = totale Emission über 50 Jahre, ER = mittlere Emissionsreduktion pro Jahr, ER50 = totale Emissionsreduktion über 50 Jahre. Der GEST-Name setzt sich aus dem Vegetationstyp und der Wasserstufe zusammen.

GEST	WS	Fl. ha	EF ha ⁻¹ a ⁻¹	Em a ⁻¹	t CO ₂ -Äq.		
					Em50 [50a] ⁻¹	ER a ⁻¹	ER50 [50a] ⁻¹
Intensivgrünland	2+/-	54,5	24	1.305,6			
Referenzszenario		54,5	24	1.305,6	65.280	773	38.655
Intensivgrünland	2+/-	8,2	24	196,8			
Intensivgrünland	3+/2+	6,7	20	134,0			
Intensivgrünland	3+	24,3	15	364,5			
Wiesen mit Hochstauden	4+	10,1	7,5	105,8			
Riede und Röhrichte	4+	4,4	3,5	1,4			
Riede und Röhrichte	5+/4+	0,7	8,5	6,0			
Alternatives Referenzszenario		54,5		792,4	39.620	260	12.995
Riede und Röhrichte	5+	25,5	8,5	216,8			
Riede und Röhrichte	4+	11,7	3,5	41			
Wiesen mit Hochstauden	3+	17,3	15	259,5			
Projektszenario, ohne Methanpeak		54,5		517,2	25.860		
Projektszenario, mit Methanpeak		54,5		532,5	26.625		

Insgesamt wird nach der Wiedervernässung für das ganze Projektgebiet von einer durchschnittlichen Emission von 532 t CO₂-Äq. a⁻¹ ausgegangen. Somit ergibt sich eine Emissionsreduktion von 773 t CO₂-Äq. a⁻¹ im Vergleich zum Referenzszenario beziehungsweise über

die gesamte Projektlaufzeit von 50 Jahren eine Einsparung von 38.655 t CO₂-Äq. Im Vergleich zum alternativen Referenzszenario ergibt sich eine Einsparung von 260 t CO₂-Äq. a⁻¹ beziehungsweise über die Projektlaufzeit von 50 Jahren eine Einsparung von 12.995 t CO₂-Äq. Auf Basis von vorläufigen Emissionswerten (COUWENBERG et al. 2008) wurde in 2010 für das alternative Referenzszenario eine Gesamtemission von 870 t CO₂-Äq. a⁻¹ und für das Projektszenario von 584 t CO₂-Äq. a⁻¹ ermittelt. Es ergab sich somit eine Einsparung von 14.325 t CO₂-Äq. über die Projektlaufzeit (BARTHELMES et al. 2010). Dies sind 1.330 t CO₂-Äq. oder < 0,5 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ mehr, als die aktuellen Berechnungen der Einsparung im Projektszenario gegenüber dem alternativen Referenzszenario.

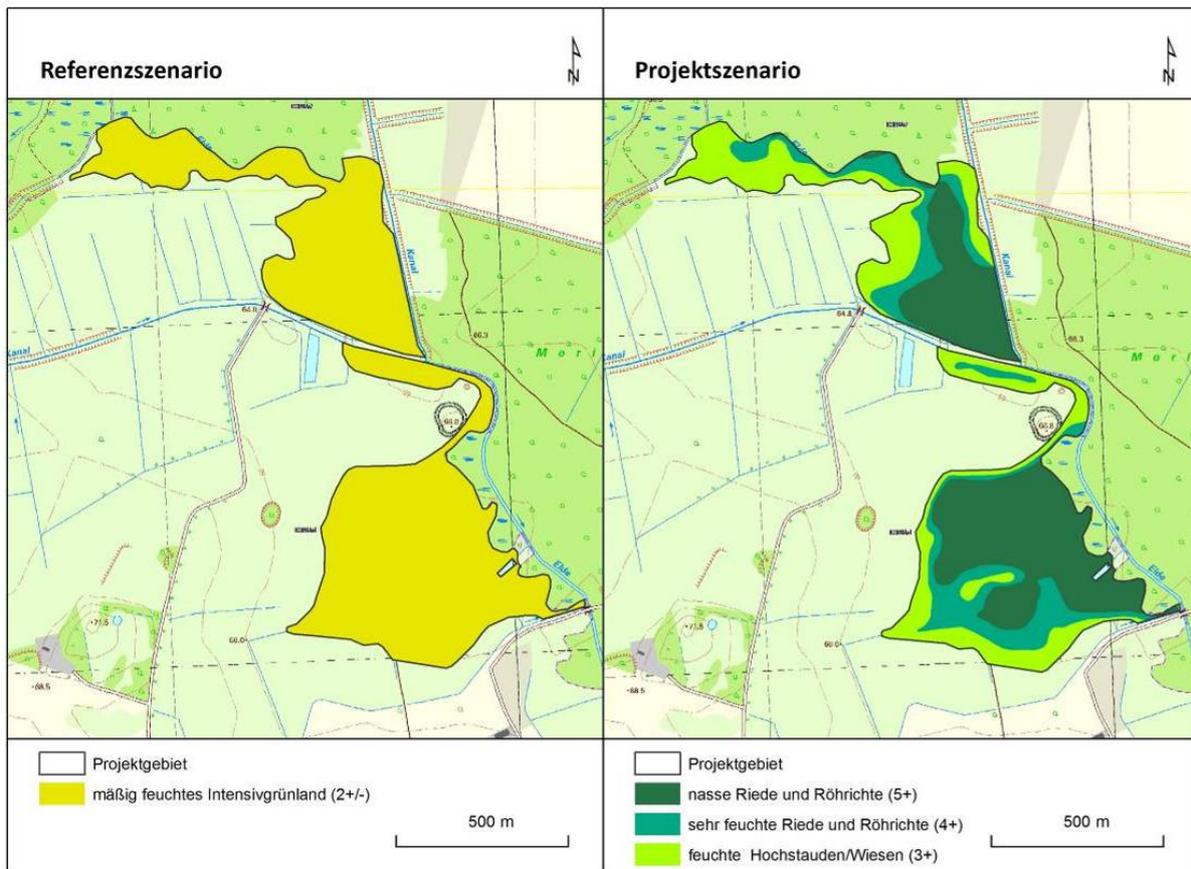


Abbildung 4: Vegetationstypen im wahrscheinlichsten Referenzszenario und im Projektszenario im Polder Kieve. Karte: C. Tegetmeyer.

Die in 2010 auf Basis von vorläufigen Emissionswerten berechnete Zahl von 14.325 t CO₂-Äq. diente 2010 als konservative Basis für die Menge an zu veräußernden Zertifikaten. Damit hat sich das Projekt eine großzügige Risikoreserve von ca. 24.330 t CO₂-Äq. geschaffen, um unvorhergesehene Risiken des Projektes abzudecken – es handelt sich schließlich um das erste Projekt dieser Art – und die verkaufte Leistung zu garantieren. Die Korrektur der Berechnung um 1.330 t CO₂-Äq. wird mit der Risikoreserve abgedeckt. Die mit dem Projekt generierte Risikoreserve bietet aufgrund ihres außerordentlichen hohen Umfangs außerdem eine Rückversicherungsmöglichkeit für die Leistung, die in etwaigen Folgeprojekten verkauft

wird. Die Preisgestaltung der Zertifikate, die für Polder Kieve ausgegeben wurden, wird im Folgenden erläutert.

Preisgestaltung der MoorFutures aus Polder Kieve

Die Preise der MoorFutures orientieren sich an den Kosten, die ihre Produktion verursacht. Sie berechnen sich auf der Basis der durch die Umsetzung der Maßnahme verursachten Kosten, dividiert durch die Menge der über die Projektlaufzeit erwarteten THG-Reduktionen (€ je t CO₂-Äq.). Unter Wettbewerbs- und Effizienzgesichtspunkten sollten sich die Preise für Kohlenstoffzertifikate an den Preisen für ähnliche Produkte am freiwilligen Markt (z.B. VCS-Zertifikate) und an den Vermeidungskosten orientieren. Die Vermeidungskosten (bezogen auf die Vermeidung einer t CO₂-Äq.) sind ein Indikator für die Kosteneffizienz der Wiedervernässung von Mooren und können mit den Kosten von Klimaschutzmaßnahmen in anderen volkswirtschaftlichen Bereichen verglichen werden. Sie berechnen sich aus dem entgangenen Nutzen der verdrängten Güter und Leistungen (Opportunitätskosten). Je niedriger die Vermeidungskosten, desto effizienter kann der Klimaschutz mit der in Frage kommenden Maßnahme durchgeführt werden.

Bei der Preisgestaltung der MoorFutures in der Version 2.0 können die durch die Umsetzung erbrachten Zusatzleistungen sichtbar gemacht und gegebenenfalls im Sinne einer Aufpreisvermarktung in Wert gesetzt werden.

Mit den Einnahmen aus dem Vorabverkauf („forward selling“) der MoorFutures müssen die Finanzierung des Aufwandes der Projektrealisierung und der Folgekosten (z.B. Monitoring) abgesichert werden. Bei der Umsetzung spielen die Kosten, die auf der Fläche durch die Wiedervernässungsmaßnahmen anfallen, eine große Rolle. So zeigt die Auswertung der Planungs- und Baukosten von bereits in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg durchgeführten Wiedervernässungsmaßnahmen, dass die flächenbezogenen Kosten mit der Größe der Fläche abnehmen.

Die Planungs- und Baukosten im Polder Kieve betragen 2.100 € ha⁻¹. Für die Preisberechnung der MoorFutures wurden kalkulatorisch weitere Kosten für Verwaltung, Marketing, Monitoring sowie laufend anfallende Kosten (Grundsteuer, Beiträge Wasser- und Bodenverband) sowie für den Flächenerwerb und das Verfügbarmachen der Flächen (Pachtentschädigungen) veranschlagt. Die gesamten Kosten der Wiedervernässung belaufen sich auf 501.375 €. Bei der erwarteten THG-Einsparung errechnet sich somit ein Preis von 35 € je t CO₂-Äq. Unter Berücksichtigung der von der Flächengröße abhängigen Kosten und möglicher Kostensenkungspotenziale (v.a. Flächenerwerb) ergibt sich aus heutiger Sicht eine zu erwartende Preisspanne von 10 bis 70 € pro t vermiedenes CO₂-Äq. für zukünftige Projekte.

4.4 Vergleich zu anderen Standards

MoorFutures orientieren sich an den Kriterien des VCS und des Kyoto-Protokolls. Die vergleichende tabellarische Darstellung der Anforderungen (Tabelle 6) zeigt, dass es möglich ist, einen regionalen Standard für Moorprojekte zu entwickeln, der hinsichtlich der Anforderungen deutlich über die des VCS und des Kyoto-Protokolls hinausgeht. Die hohen Transaktionskosten konnten stark reduziert werden, weil die Validierung und Zertifizierung eigenständig („in-house verification“) durch die Universität Greifswald durchgeführt wird. Diese Vorgehensweise ist auf dem freiwilligen Markt nicht unüblich. Dabei muss jedoch sicherge-

stellt werden, dass die Reduktionspotenziale konservativ und mit größtmöglicher Transparenz abgeschätzt werden (KOLLMUSS et al. 2008).

Tabelle 6: Vergleich der Umsetzung grundlegender Kriterien für Kohlenstoffzertifikate in Kyoto-Protokoll, VCS und MoorFutures®. rot = schlechter, gelb = Mittelmaß, grün = besser für das Klima.

Kriterien	Kyoto Protokoll (Art. 3.4 p.p.)	VCS	MoorFutures®
Zusätzlichkeit	nicht notwendig	notwendig	Notwendig
Referenz	1990	forward looking	forward looking
Projektlaufzeit	2008–2012; 2013-2020	20–100 Jahre	30–100 Jahre
Messbarkeit	länderspezifisch	grobe Schätzung (IPCC tier 1 default) erlaubt	detaillierte GESTs
Verifizierbarkeit	nur grob (mit tier 1)	grob (mit tier 1) erlaubt	detaillierte GESTs
Konservativität	beste Einschätzungen	alles konservativ	teilweise konservativ
Vertrauenswürdigkeit	Registrierung UNFCCC	Registrierung VCS	Registrierung Ministerium
Nachhaltigkeit	kaum Anforderungen	Verschlechterungsverbot	Verschlechterungsverbot
Permanenz	nicht gefordert	garantiert (> 100 Jahre)	garantiert (> 100 Jahre)
Leakage	nicht berücksichtigt	international ignoriert	minimiert durch Standortauswahl

5 Grundzüge von Standard und Methodologie zur Abbildung weiterer Ökosystemdienstleistungen in MoorFutures®-Kohlenstoffzertifikaten (Version 2.0)

5.1 Übersicht zu Standard und Methodologie

Dieses Kapitel stellt die Grundzüge von Standard und Methodologie der MoorFutures in der Version 2.0 dar. Darauf aufbauend werden grundlegende Aspekte und Überlegungen eines erweiterten Standards entwickelt und mit neu entwickelten Kernelementen von Methodologien untersetzt.

Standard: Die MoorFutures in der Version 2.0 sind eine Erweiterung des existierenden MoorFutures-Standards für Kohlenstoffzertifikate (Version 1.0). Mit der neuen Version werden weitere ÖDL, die assoziiert zu den Emissionsreduktionen auftreten, abgebildet. Dies sind *Wasserqualitätsverbesserung*, *Hochwasserrückhalt*, *Grundwasseranreicherung*, *Verdunstungskühlung* und *Erhöhung der moortypischen Biodiversität*. Während in Version 1.0 solche weitere Effekte der Moorwiedervernässung nur implizit durch die Auflage des Verschlechterungsverbot im Nachhaltigkeitskriterium enthalten waren und nur qualitativ ausgedrückt wurden, werden in Version 2.0 positive Zusatzeffekte explizit angestrebt und (semi-)quantitativ ausgedrückt. Wie in Version 1.0 kommodifiziert MoorFutures v. 2.0 aber nur die THG-Emissionsreduktion. MoorFutures v. 2.0 ist damit ein „Kohlenstoff+“ (carbon+) Standard: Zusatznutzen sind nicht vorgeschrieben, werden aber angestrebt und, soweit sinnvoll, quantifiziert.

Methodologie: In der Version 2.0 nutzt MoorFutures neben dem GEST-Ansatz zur Quantifizierung der THG-Emissionsreduktionen (siehe Kapitel 3.2) fünf weitere in Entwicklung befindliche und bisher nur im Polder Kieve angewendete Methodologien. Diese werden in Tabelle 7 in einer Gesamt-Übersicht und in den folgenden Kapiteln für jeden Zusatzeffekt einzeln ausführlich dargestellt. Die Methodologien umfassen zumeist jeweils ein Normal- und ein Premiumverfahren. Das Normalverfahren ist ein Schätzverfahren, das mit niedrigem Zeitaufwand und Datenanforderungen zu niedrigen Kosten eine geringe Genauigkeit erbringt. Es dient der (konservativen) Abschätzung der Zusatzeffekte der zukünftig zu verkaufenden MoorFutures-Zertifikate. Das Premiumverfahren erfordert im Vergleich hohen Zeitaufwand und detaillierte Datengrundlagen und erringt zu höheren Kosten eine höhere Genauigkeit. Gegebenenfalls beinhaltet das Premiumverfahren auch die dafür notwendige Datenerhebung. Es dient der Quantifizierung der Zusatzeffekte, wenn diese im Vordergrund der zu verkaufenden MoorFutures-Zertifikate stehen und ein über den Zusatznutzen zu erzielender kostendeckender, höherer Preis am Markt realisiert werden kann.

Tabelle 7: In MoorFutures v. 2.0 berücksichtigte Zusatzeffekte mit ihren Normal- und Premiumverfahren zur Quantifizierung.

Zusatzeffekte	Normalverfahren	Premiumverfahren
Wasserqualitätsverbesserung	Schätzung mit Hilfe des NEST-Ansatzes (kg N a^{-1})	Modellierung mit WETTRANS (kg N a^{-1}) und PRisiko (kg P a^{-1})
Hochwasserrückhalt	Modellierung des Retentionsvolumens (m^3) - falls Eingangsdaten vorliegen als Normalverfahren, ansonsten als Premiumverfahren. Modellierung der Hochwasserscheitelreduktion nur als Premiumverfahren	
Grundwasseranreicherung	Modellierung der absolut verfügbaren Wassermenge (m^3) und des Wasserstands (cm unter/über Geländeoberkante) - falls Eingangsdaten vorliegen als Normalverfahren, ansonsten als Premiumverfahren	
Verdunstungskühlung	Schätzung mit Hilfe des EEST-Ansatzes (W m^{-2} oder $\text{kWh ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)	Modellierung mit AKWA-M (W m^{-2} oder $\text{kWh ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)
Erhöhung der moortypischen Biodiversität	Schätzung mit Hilfe des BEST-Ansatzes	Messung und Evaluierung mit Leitartenmodellen

5.2 Wasserqualitätsverbesserung

5.2.1 Veränderungen nach Wiedervernässung

Der Nährstoffhaushalt von Mooren wird wesentlich durch die hydrologische Lage im Einzugsgebiet, die Höhe der Wasserstände und die Art und Intensität der Nutzung geprägt. Naturnahe Systeme wirken als Nährstoffsinken, weil aufgrund hoher Wasserstände Stickstoff (N) und Phosphor (P) entweder in der nicht abgebauten Biomasse als Torf dauerhaft festgelegt oder durch biogeochemische Prozesse ab- oder umgebaut werden. Bei Entwässerung erhöht sich die Sauerstoffzufuhr in den obersten Schichten des Torfkörpers, es kommt zu einer Freisetzung der gespeicherten Nährstoffe und zu einer Verringerung der für den Stoffrückhalt verantwortlichen Prozesse. Naturnahe Moore können unter norddeutschen Verhältnissen $4,4\text{-}11,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ als Torf speichern (GELBRECHT et al. 2001), aus entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermoorböden werden dagegen bei Grünlandnutzung um die $27,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ pro Winterhalbjahr ausgetragen (GERTH & MATTHEY 1991). Da infolge der Entwässerung Veränderungen im Torfkörper auftreten, sind die Prozesse nicht einfach umkehrbar. SCHEFFER & BLANKENBURG (2002) geben als durchschnittliche Werte für den N- und P-Austrag von wiedervernässten Moorböden einen Austrag von $> 2 \text{ kg N}$ und $< 0,1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ an.

Stickstoff: Die Höhe der Stickstoffausträge oder des Stickstoffrückhalts ist von den Einträgen, internen Prozessen und der Auswaschung abhängig. Zu den relevanten Eintragspfaden zählen (i) die Düngung, (ii) die N-Fixierung durch Leguminosen, (iii) der Eintrag über die Atmosphäre und (iv) der Eintrag über die dem Moor zufließenden Wässer. Zu den relevanten internen Prozessen zählen (i) die Mineralisation, (ii) mikrobielle Immobilisation und (iii) Denitrifikation und Nitrifikation. Zu den relevanten Austragspfaden zählen (i) gasförmige Austräge, (ii) die Ernte und (iii) Austräge über das Wasser. Nur von wenigen Standorten auf Moorböden sind mehr oder weniger vollständige Stickstoff-Bilanzen bekannt (SCHRAUTZER 2004). Eine Berechnung von Bilanzen auf Standortebeine aufgrund von Literaturdaten für Ein- und Austräge ergab vor allem aufgrund der ungeklärten Größenordnungen der internen Prozesse keine plausiblen Ergebnisse für vernässte Flächen.

Phosphor: Für den Nährstoff Phosphor stellen entwässerte und wiedervernässte Moore eine Quelle dar. Sowohl die Vergrößerung der belüfteten Bodenzone als auch deren Verringerung bei Wiedervernässung können zu Phosphorausträgen führen (ZAK et al. 2010). Bei Entwässerung wird Phosphor durch Mineralisation aus der organischen Substanz freigesetzt, bei der Vernässung wird bei Sauerstoffmangel zumeist anorganischer gebundener Phosphor gelöst. Die tatsächlichen Phosphorausträge aus der Fläche sind neben der Entwässerungstiefe und der Düngung von einer Vielzahl von Faktoren wie dem pH-Wert, den Redox-Verhältnissen sowie Calcium-, Eisen- und Aluminiumgehalten abhängig. In Folge von Vernässungen müssen zwei Risiken einer möglichen P-Freisetzung bewertet werden:

- Das Risiko des Aussterbens oder Rückgangs gefährdeter Arten durch Verschiebung der standortinternen Nährstoffverhältnisse. Bei Vernässungen ändern sich die Redox-Verhältnisse im Boden und die Nährstoffverhältnisse verschieben sich zugunsten eutropher Bedingungen. Dadurch können in der Niederung nährstoffsensible Tier- und Pflanzenarten zurückgehen. Als Indikator zur Bewertung dieses Risikos dienen Angaben zum Vorkommen oligo- bis mesotropher Pflanzenarten oder -gesellschaften.
- Das Risiko der Verschlechterung der Gewässergüte nachfolgender aquatischer Systeme durch erhöhte Phosphorfreisetzung. Durch die Änderung der Redox-Verhältnisse im Boden kann es zu einer P-Freisetzung kommen, die nachfolgende Gewässersysteme belastet. Diese Belastung kann entweder direkt abgeschätzt werden, indem die vernässungsbedingte Erhöhung der Phosphorkonzentration ermittelt wird, oder indirekt aus dem Vorkommen nährstoffsensibler Arten abgeleitet werden.

5.2.2 Methodologie

Um die Funktion von Mooren im Landschaftsstoffhaushalt zu beurteilen, stehen unterschiedlich komplexe Ansätze zur Verfügung. Für eine sehr konservative Abschätzung kann allein der N-Austrag der Fläche anhand von Faustzahlen für unterschiedliche Vegetationstypen auf der Basis einer Vegetationskartierung geschätzt werden (NEST-Ansatz). Ein ähnlicher Ansatz für P-Austräge wurde bisher nicht entwickelt. Darüber hinaus können komplexere Berechnungen mit Hilfe von Modellen durchgeführt werden, die neben den standortspezifischen, internen Prozessen auch landschaftshydrologische Aspekte berücksichtigen. Mit WETTRANS (TREPEL & KLUGE 2004) und PRisiko (TREPEL 2004) stehen zwei geeignete Modelle für die Quantifizierung der Effekte zur Verfügung. Genaue Informationen zur Wirkung von Mooren im Landschaftsstoffhaushalt liefern an die jeweilige hydrologische Situation angepasste, mehrjährige Messungen (TREPEL 2004).

Die Methodologie zur Wasserqualitätsverbesserung entspricht weitgehend der Methodologie für die Quantifizierung der THG-Emissionen (Tabelle 3). Sie weicht in den Themen Quantifizierung, Leakage und Monitoring ab (Tabelle 8).

Tabelle 8: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Wasserqualitätsverbesserung in MoorFutures v. 2.0.

Thema	Vorgaben der MoorFutures
Quantifizierung (MRV)	<p>Normalverfahren: Schätzung mit Hilfe des NEST- Ansatzes (Einheit: jährlicher N-Eintrag in Gewässer in kg N a^{-1}).</p> <p>Premiumverfahren: Modellierung mit WETTRANS (Einheit: jährlicher N-Eintrag in Gewässer und Rückhalt in der Fläche in kg N a^{-1}) und PRisiko (Einheit: potenziell freisetzbare Phosphor in kg P a^{-1})</p> <p>Um Konservativität zu gewährleisten werden (i) für N-Quellen von außerhalb geringe Austräge angenommen, beziehungsweise N-Retention bei WETTRANS als bestmögliche Schätzwerte berechnet und fehlerkorrigiert, und (ii) die P-Freisetzung in PRisiko innerhalb der Spanne der zu erwartenden Werte hoch eingeschätzt.</p>
Leakage	<p>Aktivitätsverschiebung wird durch die Flächenauswahl und die Schaffung alternativer Einkommensoptionen (Tourismus, Paludikultur, Jagd) vermieden.</p> <p>Marktbedingtes Leakage kann zumindest in der Anfangszeit aufgrund der geringen Flächengröße nicht auftreten.</p> <p>Falls dennoch Leakage auftritt, wird diese quantifiziert und verrechnet.</p> <p>Ökologisch bedingtes Leakage wird durch die Flächenauswahl und durch die Anwendung von Vernässungsverfahren, die den Anstieg von P-Emissionen minimieren, gering gehalten. Solche Verfahren können mit Hilfe des PRisiko-Modells ermittelt werden. Wenn ein Risiko für P-Austräge besteht, können Maßnahmen zur Minderung eingesetzt werden (Oberbodenabtrag, künstliche Feuchtgebiete, Mahd).</p>
Monitoring	<p>Normalverfahren: anhand der Vegetation (auf Basis der für die Einschätzung der Emissionsreduktion erhobenen Daten)</p> <p>Premiumverfahren: anhand eines Sets von Eingangsdaten (s.u.)</p>

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV) - NEST-Ansatz

Grundlagen: Der NEST-Ansatz (N-Emissions-Standort-Typen) ist eine Methode, um die Stickstoffausträge aus einem Moor auf Standortebene anhand der Vegetation einzuschätzen. Der Nährstoffaustrag von N korreliert mit der Entwässerungstiefe, wobei z.B. VAN BEEK et al. (2007) eine lineare Korrelation, BEHRENDT et al. (1993) dagegen einen exponentiellen Anstieg der Austräge mit der Entwässerungstiefe annehmen. Die Vegetation integriert auf Moorböden die Faktoren Wasserstand und Nutzungsintensität. Dabei existiert für die meisten Vegetationstypen hinsichtlich der Wasserstände ein Überlappungsbereich, in dem die Vegetationsausprägung durch die Nutzung bestimmt wird.

In dem Normalverfahren werden die N-Austräge und N-Retention mit einfachen Methoden betrachtet. Für N ergeben sich bei einer Wiederherstellung des Wasseraustauschs zwischen Einzugsgebiet und Niederung hohe Potenziale für den Rückhalt. Die Einschätzung der Austräge aus der Niederung aufgrund von Faustzahlen erfordert einen geringen Daten- und Zeitbedarf, dürfte den tatsächlichen Einfluss der Vernässung auf den N-Rückhalt jedoch weit unterschätzen und ist damit sehr konservativ.

Der wichtigste Parameter für den Nährstoffhaushalt ist die Wasserstufe, die auf den mittleren Jahreswasserstand schließen lässt. Eine Zuordnung von Nährstoffausträgen aus Moorböden zu einzelnen Vegetationsformen ist aufgrund der Datenlage noch nicht möglich. Bei den meisten vorliegenden Untersuchungen wurden pflanzensoziologisch höhere Einheiten ge-

wählt, z.B. Kleinseggen-Rasen, Röhricht und Weidelgras-Weiden, denen auf Basis von Literaturwerten Stoffausträge zugeordnet werden können (Tabelle 9, Anhang 2). Für den NEST-Ansatz wurde eine starke Vereinfachung der Wasserstände unter Flur und der mittleren jährlichen N-Austräge angenommen, die sicherstellt, dass die Austräge im Referenzszenario nicht zu hoch angesetzt werden. Bei intensiver Nutzung von Niedermoorflächen wurden bedeutend höhere Austräge als die der Faustzahlen gemessen. Für Mecklenburg-Vorpommern wird angenommen, dass die in Tabelle 9 und Anhang 2 dokumentierten Werte für eine erste Abschätzung gültig sind.

Tabelle 9: Beispiele für die Ableitung von Faustzahlen für den N-Austrag in Anlehnung an SCHEFFER (1994).

NEST	Mittlerer Jahreswasserstand unter Flur (in cm)	Mittlerer jährlicher Stickstoffaustrag (in kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)
Weidelgras-Weide	-50	20
Flutrasen	-20	15
Feuchtwiese	-10	10
Erlenbruch	-10	10
Röhricht	-5	5

Abweichend von diesem Vorgehen werden zwei Sonderfälle definiert. Die N-Auswaschungen aus *Weiden* sind in der Regel höher als diejenigen aus gemähten Flächen. Bei Grünlandbeständen auf Standorten mit einem mittleren Grundwasserstand von 10 cm unter Flur und Hinweisen auf eine Weidenutzung erhält der Standort einen Zuschlag von 5 kg N-Austrag. Da Flutrasen und Weidelgras-Weiden in der Regel beweidet werden, entfällt hier dieser Zuschlag. Zusätzlich können die N-Austräge an *quelligen Standorten* aufgrund der zufließenden Wassermengen und der damit verbundenen höheren Durchflussraten höher liegen. Daher wird vorgeschlagen, an quelligen Standorten die Faustzahlen für alle Vegetationstypen um 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ zu erhöhen.

Eine zusätzliche Berücksichtigung der Retention von Nährstoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet im NEST-Ansatz lässt sich vereinfacht mit einem in Schweden entwickelten statistischen Ansatz berechnen, der aus der gemessenen Retentionsleistung für Feuchtgebiete abgeleitet wurde (STRAND & WEISNER 2013). Demnach ist die N-Retention (R_N) von der N-Fracht aus dem Einzugsgebiet (F_N) abhängig und lässt sich mit folgender Formel beschreiben:

$$R_N = -5 \times 10^{-7} F_N^2 + 0,0541 F_N$$

Die schwedischen Retentionswerte werden als konservative Abschätzung angesehen, da die Temperaturen, die als wesentlicher Faktor die Denitrifikation bestimmen, in Schweden niedriger sind als in Norddeutschland.

Eingangsdaten: Grundlage des NEST-Ansatzes ist eine Vegetationskartierung. Dabei können die für die Einschätzung der Emissionsreduktion mittels des GEST-Ansatzes erhobenen Daten genutzt werden. Als Eingangsdaten benötigt der NEST-Ansatz:

- Die Angabe aller Vegetationsformen auf der gesamten von Vernässung betroffenen Moorfläche

- Die Angabe der Flächengröße aller Vegetationsformen
- Die Angabe der Wasserstände vor und nach der Vernässung mit Flächengrößen
- Eine Prognose der Vegetationsentwicklung nach der Vernässung

In der Regel werden diese Angaben bereits in der Vorplanung erhoben, so dass keine zusätzlichen Geländeerhebungen nötig sind.

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV) - WETTRANS und PRisiko

Grundlagen: Eine Einbeziehung der hydrologischen Landschaftsanbindung in das Bewertungsverfahren kann zum Teil bedeutend höhere Retentionsraten ergeben, weil die Nutzung des in wiedervernässten Gebieten erhöhten Denitrifikationspotenzials stark durch die zufließende Nitratfracht bestimmt wird. So ergab die Bilanzierung der Stickstoff Ein- und Austräge der Pohnsdorfer Stauung einen Rückhalt in dem stark durchflossenen Ostpolder des Gebiets von etwa $132 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (KIECKBUSCH 2003). Dieses Potenzial für den Stickstoffrückhalt wird mit dem NEST-Ansatz nur ansatzweise berücksichtigt.

In Modellen können neben den standortspezifischen, internen Prozessen diese landschaftshydrologischen Aspekte berücksichtigt werden. Mit WETTRANS (TREPEL & KLUGE 2004, <http://www.wettrans.org/>) und PRisiko (TREPEL 2004, <http://www.pixelrauschen.de/prisiko/prisiko.php>) stehen zwei Modelle als Entscheidungsunterstützungssystem im Internet zur Verfügung. Während das Modell WETTRANS, das den Stickstoffrückhalt berechnet (Abbildung 5) für die Zusammenstellung der Eingangsdaten je nach vorhandenen Daten ein bis mehrere Tage fordern kann, lässt sich mit dem Modell PRisiko innerhalb weniger Stunden das Risiko für eine Erhöhung der Phosphorfreisetzung einschätzen. Bei letzterem beruht die Risikoeinschätzung auf der Konzentrationsveränderung zum Zeitpunkt drei Jahre nach Vernässung ($t = 3$). Die vernässungsbedingte Konzentrationserhöhung ist in Klassen eingeteilt und richtet sich nach der prozentualen Erhöhung. Die Klassengrenzen und Methodik sind darüber hinaus in der Anwendung als Hilfetexte hinterlegt, diese werden angezeigt, wenn der Mauszeiger über den Parameter fährt.

Eingangsdaten: Als Eingangsdaten für WETTRANS werden Bodenkarten mit Angaben zur Verbreitung und Mächtigkeit von Moorböden, ein Höhenmodell, das Gewässernetz mit Anlagen, Deichlinien, Überflutungsflächen, eine Vegetationskarte und eine Landnutzungskartierung benötigt, sowie ein Projektumriss und Karten für Planungsvarianten. Eine Vielzahl der erforderlichen Angaben wird im Rahmen von Vorplanung von Vernässungen bereits erhoben und kann aus den Planungsunterlagen entnommen werden. Daten zur Landnutzung können aus Luftbildern, dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVekos-Daten) oder aus Vegetationskartierungen abgeleitet werden.

Das Modell PRisiko erfordert Angaben zur Größe der Niederung, der mittleren Entwässerungstiefe und Nutzungsintensität sowie der Einzugsgebietsgröße. Alle Angaben sind üblicherweise in den Planungsunterlagen zu finden.

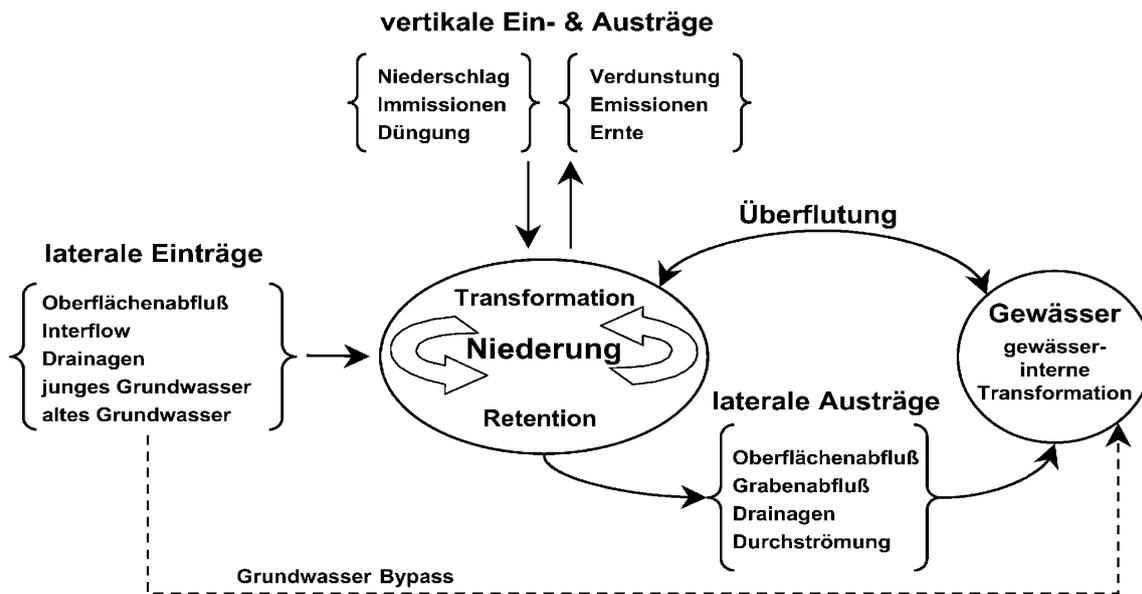


Abbildung 5: Funktionsweise des WETTRANS-Modells (verändert nach TREPEL & KLUGE 2004).

Weitere, theoretische Quantifizierungsmöglichkeit (MRV) - Messungen

Die Retentionsraten sind grundsätzlich auch mittels Messungen einzuschätzen. Messungen erfordern die Erfassung der zu- und abfließenden Wassermengen in einem Untersuchungsgebiet sowie die Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf über ein Jahr. Im günstigsten Fall lassen sich die Zuflüsse vollständig automatisch in kurzen Intervallen in einem Graben messen. In der Regel kommen jedoch unterirdische Grundwasserzuströme hinzu, die über Erfassung von Grundwasserständen und Substratdurchlässigkeiten berechnet werden können. Bei nicht automatischer Probenahme ist die ereignisbezogene Beprobung bei Hochwasser von besonderer Bedeutung, da hier in einer kurzen Zeitspanne der Großteil der jährlichen Phosphorfrachten transportiert wird. Um einen realistischen Jahreswert für die Stoffbilanz eines Gebietes zu ermitteln, sind zumeist mehrjährige Untersuchungen erforderlich, da fast jedes Jahr zeitweise signifikante Abweichungen vom durchschnittlichen Witterungsverlauf zeigt (RÜCKER & SCHRAUTZER 2010).

Vergleich der Methoden

Eine vergleichende Übersicht der vorgestellten Methoden stellt Tabelle 10 dar.

Tabelle 10: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung der Wasserqualitätsverbesserung.

Kriterium	Schätzung mit NEST	Modellierung mit WETTRANS/PRisiko	Messung
Datenanforderungen	Niedrig	mittel bis hoch	niedrig bis mittel
Kosten	niedrig	niedrig bis mittel	hoch
Zeitanforderungen	niedrig	niedrig bis mittel	hoch
Genauigkeit	niedrig	mittel	hoch
Verifizierbarkeit	Vegetationskartierung	Messung von Eingangsdaten	-
Eignung für MoorFutures	Normalverfahren	Premiumverfahren für Projekt mit Fokus auf Wasserqualität	nicht geeignet

5.2.3 Ergebnisse für Polder Kieve

NEST-Ansatz: Mit dem NEST-Ansatz wurde ermittelt, dass im Referenzszenario etwa 1.090 kg N und im alternativen Referenzszenario etwa 790 kg N a⁻¹ aus dem Polder Kieve ausge- tragen werden. Nach Vernässung und Etablierung einer an die neuen Wasserstände ange- passten Vegetation wird prognostiziert, dass etwa 360 kg N a⁻¹ ausgetragen werden. Durch die Vernässung verringern sich die N-Austräge gegenüber dem Referenzszenario um 730 kg N a⁻¹ und gegenüber dem alternativen Referenzszenario um 430 kg N a⁻¹ (Tabelle 11).

Für die 25,5 ha große 5+ Fläche wird bei einem Einzugsgebiet von 340,7 ha (Gesamtein- zugsgebiet 366,25 ha mit LAWA-Gebietskennzahl 5921540000 nach Bund/Länder- Arbeitsgemeinschaft Wasser abzüglich 25,5 ha Fläche) mit einem N-Austrag von 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ (N-Fracht 3.407 kg N a⁻¹) eine N-Retention von 185 kg N a⁻¹ geschätzt. Der insgesamt mit dem NEST-Ansatz ermittelte Rückhalt bei Vernässung beträgt damit etwa 915 kg N a⁻¹ im Vergleich zum Referenzszenario beziehungsweise bei einer Projektlaufzeit von 50 Jahren 45.750 kg N. Gegenüber dem alternativen Referenzszenario verringert sich der N-Austrag um 615 kg N a⁻¹ und damit um 30.750 kg N.

Tabelle 11: Jährliche Stickstoffausträge (in kg N a⁻¹) aus dem Polder Kieve im Referenzszenario, im Extensiv-Szenario und im Projektszenario nach der Vernässung, berechnet nach dem NEST-Ansatz. * = entspricht Intensivgrünland 2+/- in Kapitel 4.3; ** = entspricht Intensivgrünland 3+ und Wiesen mit Hochstauden 4+ und 3+; *** = entspricht Riede und Röhrichte 4+ und 5+.

NEST	Refe- renz- sze- nario	alternatives Referenz- szenario	Projekt- szenario	Referenz- szenario	alternatives Referenz- szenario	Projekt- szenario
	Fläche in ha			Summe jährlicher N-Austrag (kg N a ⁻¹)		
Weidelgras-Weide*	54,5	14,9	0	1.090	~ 298	~ 0
Flutrasen**	0	24,3	0		~ 365	~ 0
Feuchtwiese**	0	10,1	17,4		~ 101	~ 174
Röhrichte***	0	5,1	37,2		~ 26	~ 186
Summe N-Austrag				1.090	~ 789	~ 360
Reduktion nach Vernässung				~730	~ 430	
Retention bei Eintrag von 3.407 kg N a ⁻¹				185	185	
Gesamtreduktion				915	615	

WETTRANS: Der Polder Kieve liegt in einem 366,25 ha großen oberirdischen Einzugsge- biet. Das Einzugsgebiet wird von der Elde durchschnitten, die die Fläche von Westen nach Osten durchfließt und am Ostende des Einzugsgebietes im nahezu rechten Winkel nach Süden abbiegt. Etwa 91 ha befinden sich südlich des Eldekanals, die restlichen 275 ha lie- gen nördlich. Die Flächen, die im Osten direkt an die Elde grenzen, gehören bereits zum nächsten Einzugsgebiet. Für die Berechnungen wurde davon ausgegangen, dass die Flä- chen südlich und nördlich der Elde hydrologisch verbunden sind, auch wenn der Wasseraus- tausch nur über einen Düker unter der Elde erfolgen kann. Aufgrund der Bedeichung ist das vorgelagerte Einzugsgebiet von etwa 138,4 km² hydrologisch nicht an die Niederung ange- bunden.

Von den Ergebnissen, die das Modell WETTRANS errechnet, werden hier nur die Stickstoff-Austräge aus dem Gebiet aufgeführt (Tabelle 12). Es wurden zwei Vernässungsszenarien gerechnet mit einer Anhebung des Wasserstandes der nicht überfluteten Flächen auf -20 cm beziehungsweise auf -10 cm. Durch die Vernässung des Polder Kieve wird der N-Eintrag in die Elde im Vergleich zum Referenzszenario um etwa 6.000 kg N a⁻¹ verringert. Dies entspricht 300.000 kg N über die Projektlaufzeit von 50 Jahren. Gegenüber dem alternativen Referenzszenario verringert sich der jährlich Stickstoffaustrag um etwa 2.500 kg und damit um 125.000 kg N in 50 Jahren.

Tabelle 12: WETTRANS-Ergebnisse für verschiedene Ausgangs- und Vernässungsszenarien.

	Referenzszenario	alternatives Referenzszenario	Projektszenario, Vernässung - 20 cm	Projektszenario, Vernässung -10 cm
Gesamtstoffeintrag in Niederung [kg N a ⁻¹]	21.368	12.466	4.909	3.656
Ernteentzug [kg N a ⁻¹]	6.813	2.523	621	621
N-Eintrag in Gewässer [kg N a ⁻¹]	8.028	4.516	1.999	1.962
Gesamtstoffaustrag aus Niederung inkl. Gewässer (Ernteentzug + Eintrag ins Gewässer) [kg N a ⁻¹]	14.841	7.039	2.620	2.583
Gesamtsystem Stoffrückhalt [kg N a ⁻¹]	6.527	5.427	2.289	1.072
Retentionskoeffizient für Stoffrückhalt im Gesamtsystem [%]	30,55	43,53	46,63	29,33
Unterschied alternatives Referenzszenario und Projektszenario [kg N a ⁻¹]			2.517	2.554
Unterschied Referenzszenario und Projektszenario [kg N a ⁻¹]			6.029	6.066

PRisiko: Für die aktuelle Konzentration von P im Fließgewässer wurde die Voreinstellung von 0,1 mg l⁻¹ verwendet, weil keine Meßwerte aus dem Untersuchungsgebiet vorlagen. Der verwendete Wert entspricht dem Orientierungswert der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser für Gesamt-Phosphor in Fließgewässern. Es wurde eine Anhebung des Wasserstandes auf 10 cm unter Flur berechnet, weil in diesem Fall höhere P-Austräge erwartet werden als bei einer Anhebung auf -20 cm unter Flur. Für die gesamte Projektfläche errechnet das Modell eine potenziell freisetzbare Phosphormenge von 2,4 t (Tabelle 13). Je nachdem, wie groß man das vorgelagerte Einzugsgebiet angibt, ist der Verdünnungseffekt unterschiedlich stark. Nach den vorliegenden Rechnungen erhöht sich die P-Konzentration in dem nachfolgenden Fließgewässer im dritten Jahr nach der Vernässung (t = 3) um weniger als 0,02 mg l⁻¹, das Risiko einer Verschlechterung der Gewässergüte unterhalb der Vernässungsfläche wird daher als sehr gering eingeschätzt (s. Kapitel 5.2.2 und TREPEL 2004).

Tabelle 13: Auswirkungen unterschiedlicher Annahmen auf das eingeschätzte Risiko. Der Fall A stellt das alternative Referenzszenario dar, in den Fällen B-C sind die Eingaben grau unterlegt, die im Vergleich zu A geändert wurden. (E = Extensivnutzung, I = Intensivnutzung).

Parameter	A	B	C
Fläche der zu vernässenden Niederung (ha)	54,4		
Einzugsgebietsfläche der Elde am Gebietsausgang (ha)	13.800		
Vorherrschende Nutzungsintensität in der Niederung	E	I	
Aktueller mittlerer, jährlicher Wasserstand in der Niederung (cm unter GOK)	30	60	
Geplanter mittlerer, jährlicher Wasserstand in der Niederung (cm unter GOK)	10		20
Mittlerer täglicher Abfluss je ha Einzugsgebiet ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	5		
Mittlere jährliche P-Konzentration am Gebietsausgang vor Vernässung (mg l^{-1})	0,1		
Potenziell freisetzbarer Anteil am P-Vorrat je Bodenschicht (%)	7,5		
Effektive Phosphorfreisetzungsrate	0,1		
Ergebnisse			
Gesamt-P-Vorrat in der Niederung bis in 1 m Bodentiefe (t P)	83,4	163,9	83,4
Potenziell mobilisierbarer P-Vorrat in der Niederung bis in 1 m Bodentiefe (t P)	2,4	4,4	1,0
Mittlere jährliche P-Konzentration am Gebietsausgang nach Vernässung; $t = 3$ (mg l^{-1})	0,106	0,111	0,102
Risiko einer Verschlechterung der Gewässergüte unterhalb der Vernässungsfläche; $t = 3$	sehr gering	sehr gering	sehr gering

5.3 Hochwasserrückhalt

5.3.1 Veränderungen nach Wiedervernässung

Ziel der Wiedervernässung von entwässerten Moorstandorten ist es, annähernd natürliche Verhältnisse wiederherzustellen. Nach dem 1. Hauptsatz der Moorhydrologie (EDOM 2001) gilt: Das Wasser muss im langfristigen Mittel nahe an, in oder über der Oberfläche stehen, damit Torf akkumuliert wird, das Moor also wächst. Der Torf der wiedervernässten Flächen ist im Idealfall ständig mit Wasser gesättigt. Daher kann er im Hochwasserfall nahezu kein zusätzliches Wasser aufnehmen, es sei es handelt sich um schwammsumpfige Moore, die zusätzliches Wasser im Torf speichern können. Jedoch können besonders Überflutungsmoore, aber auch Niedermoores in Grundwasserentlastungsgebieten und Moore in Kessellagen und in Seeuferbereichen unbeschadet längere Überflutungsperioden überstehen.

Bezüglich Hochwasserminderung und -schadensreduktion wirken die wiedervernässten Moore zum einen durch ihre Fläche selbst, die oberirdisch Wasser halten kann und auf der im Hochwasserfall kein Schaden (z.B. Ernteausfall) mehr entsteht. Der Rückbau und die Aufgabe von Hochwasserschutzmaßnahmen (z.B. Deiche) entlang der Vernässungsflächen haben zudem zur Folge, dass dafür keine Unterhaltsmaßnahmen mehr anfallen. Die Größenordnung des hochwassermindernden Effektes ist von den jeweiligen Geländebedingungen abhängig.

Zum anderen wirkt die Fläche als Retentionsraum. Die Möglichkeit des Fließgewässers sich auszuweiten bewirkt eine Reduktion der Fließgeschwindigkeit und damit eine Abflussscheitelreduktion flussabwärts. Die daraus resultierende potenzielle Schadensreduktion hängt zum einen davon ab, ob stromabwärts hochwassergefährdete Bereiche liegen und welches Schadenspotenzial dort vorhanden ist. Für weite Teile Mecklenburg-Vorpommerns kann ein signifikantes Hochwasserrisiko ausgeschlossen werden (BIOTA 2012). In diesen Bereichen sind folglich auch keine entsprechenden Zusatzeffekte zu veranschlagen. Zum anderen ist die Schadensreduktion davon abhängig, inwieweit das zusätzlich geschaffene Retentionsvolumen zur Scheitelreduktion beitragen kann.

5.3.2 Methodologie

Eine fundierte Quantifizierung der Hochwasserscheitelreduktion erfordert eine hydrodynamische Modellierung, die auch die zeitliche Dynamik im Gewässernetz abbildet. Eine Hochwasserscheitelreduktion in einem einzelnen Gewässer setzt zum Beispiel voraus, dass das Rückhaltevolumen zur Zeit des Scheiteldurchgangs noch nicht erschöpft ist. Eine gesteuerte Flutung ist nach Deichrückbau nicht mehr möglich. Dies schränkt die Wirksamkeit der wiedervernässten Flächen zur Scheitelreduktion beträchtlich ein. In Mecklenburg-Vorpommern gibt es allerdings kaum entwässerte Niedermoore, die zur gesteuerten Flutung im Hochwasserfall genutzt werden.

Die Methodologie zum Hochwasserrückhalt entspricht weitgehend der Methodologie für die Quantifizierung der THG-Emissionen (Tabelle 3). Sie weicht in den Themen Quantifizierung, Leakage und Monitoring ab (Tabelle 14).

Tabelle 14: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung des Hochwasserrückhaltes in MoorFutures v. 2.0.

Thema	Vorgaben der MoorFutures
Quantifizierung (MRV)	<p>Normalverfahren: Der Hochwasserrückhalt wird als Retentionsvolumen des betrachteten Standortes, das sich aus verfügbaren Geländemodellen und Annahmen zu Hochwasserspiegellagen ergibt, quantifiziert (Einheit: absolutes Retentionsvolumen m³).</p> <p>Premiumverfahren: Die Hochwasserscheitelreduktion wird mittels hydrodynamischer Modelle berechnet und als Verzögerung des Scheiteleintritts (Δt [h]) sowie als Maß der Scheitelreduktion (Δh [m]) quantifiziert (h=Wasserstand). Bezugsquerschnitt für die Abschätzung ist der Auslass der Projektfläche. Eine eventuelle Entlastung für stromabwärts gelegene Flussabschnitte wird hier nicht betrachtet.</p>
Leakage	<p>Aktivitätsverschiebung wird durch die Flächenauswahl und die Schaffung alternativer Einkommensoptionen (Tourismus, Paludikultur, Jagd) vermieden.</p> <p>Marktbedingtes Leakage kann zumindest in der Anfangszeit aufgrund der geringen Flächengröße nicht auftreten.</p> <p>Falls dennoch Leakage auftritt, wird diese quantifiziert und verrechnet.</p> <p>Ökologisch bedingtes Leakage kann in Bezug auf Hochwasserrückhalt auftreten, wenn die Projektfläche im Referenzszenario als Hochwasserüberflutungsfläche diente, da diese Leistung durch die Wiedervernässung beeinträchtigt wird und somit der Hochwasserdruck flussabwärts steigt. Solche Fälle sollten durch die Flächenauswahl vermieden werden.</p>
Monitoring	<p>In gewissen Abständen ist zu überprüfen, ob die Geländehöhen sich geändert haben beziehungsweise ob die Datengrundlage (digitales Geländemodell) zwischenzeitlich aktualisiert wurde.</p>

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV)

Die hydrodynamische Modellierung der Scheitelreduktion ist aufwändig und bei niedriger Eingangsdatenqualität (bezüglich Gerinnevermessung und Zuflussganglinien für Bemessungshochwässer) mit hohen Unsicherheiten behaftet, die konservativ berücksichtigt werden müssen. Außerdem ist die Aussage nicht einfach flussabwärts übertragbar, da die hochwasserermindernde Wirkung auf flussabwärts gelegene Gewässerabschnitte von Volumen und zeitlicher Dynamik der Zuflüsse abhängt, die vom Projektstandort aus flussabwärts einmünden. Diese komplexe Betrachtung ist im Rahmen von MoorFutures v. 2.0 allenfalls dann zu leisten, wenn die dafür notwendigen hydraulischen Modelle ohnehin verfügbar sind. Daher wird empfohlen, dass sich die Bewertung der Retentionswirkung im Rahmen von MoorFutures v. 2.0 im Normalverfahren auf das Retentionsvolumen des betrachteten Standortes beschränkt, das sich aus der Speicherinhaltslinie ergibt und mit geringen Kosten und Zeitaufwand ermittelt werden kann.

Ermittlung des Retentionsvolumens: Das oberirdische Speichervolumen (Überflutung) ergibt sich aus der Geometrie des Geländes und dem Wasserstand. Vereinfachend kann man für kleine, beziehungsweise nur gering geneigte Gebiete jeweils einen Wasserstand für das gesamte Gebiet ansetzen. Bei größeren Gewässerabschnitten ist zu berücksichtigen, dass der Wasserspiegel ein Gefälle aufweist. Dieses kann in erster Annäherung mit dem Geländegefälle gleich gesetzt werden. Die Ermittlung des wasserstandsabhängigen Retentionsvolumens erfolgt dann adäquat zum einheitlichen Wasserstand. Zur Analyse muss ein digitales Geländemodell (DGM) der Wiedervernässungsfläche vorliegen. Auf dieser Basis kann dann mit geeigneten GIS-Tools (GRASS, GRASS DT 2012; ARCGIS + 3D-Analyst, ESRI 2012; SAGA-GIS, SAGA UGA 2008, usw.) für beliebige Wasserstände über Flur das entsprechende Wasservolumen errechnet werden. Aus dieser ersten Analyse ist für unterschiedliche Flusswasserstände sowohl das vorübergehend zurückgehaltene Wasservolumen als auch die überflutete Fläche abzuleiten.

Ermittlung der Hochwasserscheitelreduktion: Es wird davon ausgegangen, dass die wiedervernässte Fläche durchströmt wird beziehungsweise aus hydraulischer Sicht als Vorland eines Fließgewässerabschnitts betrachtet werden kann. Bezugsquerschnitt für die Abschätzung der Scheitelreduktion ist der Auslass der Fläche in das nachfolgende Gewässer. Eine eventuelle Entlastung für weiter stromabwärts gelegene Flussabschnitte wird hier vorerst nicht betrachtet. Für die Ermittlung der Hochwasserscheitelreduktion sind Hochwasser-Zuflussganglinien zur betrachteten Fläche zu erzeugen, idealerweise für unterschiedliche statistische Auftretenswahrscheinlichkeiten. Das wichtigste Bemessungshochwasser für den Hochwasserschutz ist das HQ(100), das statistisch gesehen alle 100 Jahre vorkommt. Die Hochwasser-Zuflussganglinien können aus Messdaten oder aus Niederschlags-Abflussberechnungen der wirksamen Einzugsgebiete ermittelt werden. Das Durchfließen der Projektfläche beziehungsweise des damit verbundenen Fließgewässers kann dann mittels unterschiedlich komplexer Modellansätze ermittelt werden (vgl. DYCK & PESCHKE 1995). Modelle zur instationären Berechnung des Wellenablaufs sind mit zunehmendem Parametrisierungsaufwand und Bedarf von Eingangsdaten: (i) Kinematischer Wellenansatz, (ii) Diffusionswellenansatz und (iii) vollständiger dynamischer Wellenansatz / hydrodynamische Modelle (z.B. Hec-Ras, USACE 2010). Eine umfassende Übersicht über die Berechnungsmöglichkeiten der Retention natürlicher Feuchtgebiete gibt MALTBY (2009).

Falls die Fläche schon vor ihrer Wiedervernässung als Retentionsfläche gewirkt hat, ist die Berechnung nicht nur für das Projektzenario (mit Wiedervernässung), sondern auch für das Referenzzenario (ohne Wiedervernässung) durchzuführen und nur die Änderung des Retentionsverhaltens zu bewerten.

Vergleich der Methoden

Eine vergleichende Übersicht der vorgestellten Methoden stellt Tabelle 15 dar.

Tabelle 15: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung des Hochwasserschutzes.

	Retentionsvolumen	Hochwasserscheitelreduktion
Datenanforderungen	mittel (DGM entlang kleiner Gewässer kein Standard; Alternative: TK10)	hoch (Gerinneaufnahmen notwendig)
Kosten	niedrig	hoch
Zeitanforderungen	niedrig	mittel bis hoch
Genauigkeit	entsprechend der Genauigkeit des Geländemodells	entsprechend der Qualität von Gerinnevermessung und Zuflussganglinien für Bemessungshochwässer
Verifizierbarkeit	bei Verfügbarkeit von Pegeldaten	bei Verfügbarkeit von Pegeldaten
Eignung für MoorFutures	Normalverfahren	Premiumverfahren für Projekt mit Fokus auf Hochwasserschutz

5.3.3 Ergebnisse für Polder Kieve

Eingangsdaten: Der Polder Kieve befindet sich oberhalb des Kiever Sees und westlich der Kiever Elde und des Kambser Kanals. Hydrologisch ist das Untersuchungsgebiet dem oberen Einzugsgebiet der Elde zuzuordnen. Das Einzugsgebiet wird von einer flachwelligen Grundmoränenlandschaft eingenommen, in die sich die Niederung der Elde eingesenkt hat - es werden Höhen von 63 m HN (Niederung) bis 68 m HN (Ortslage Kieve) erreicht. Nach Südwesten erstreckt sich das große walddreiche Sandergebiet der Wittstocker Heide (Land Brandenburg), ansonsten bilden eine Reihe von Hügeln (73-89 m HN) die Abgrenzung des Einzugsgebietes. Das Einzugsgebiet ist fast ausschließlich landwirtschaftlich geprägt, mit vorherrschender Grünlandnutzung. Bestandteil der Polderfläche ist im Norden eine Waldfläche, die sich aus Bruchwald und Nadelholzforst zusammensetzt. Die Elde bildet den Vorfluter für die Niedermoore beiderseits des kanalartig ausgebauten Elde-Gewässersystems. Beide Teilgebiete des Polders Kieve wurden über das Schöpfwerk Kieve zur Elde entwässert (IHU 2003).

Die nächstgelegene Klimastation mit frei verfügbaren Daten ist die Station Marnitz, ca. 50 km westlich von Kieve, von dem die mittleren Jahresgänge über den Zeitraum 1997-2011 von Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchte und Sonnenscheindauer und die landnutzungsspezifischen Verdunstungsraten verwendet wurden. Die Gebietsverdunstung der Polderfläche vor der Wiedervernässung beträgt 482 mm.

Der Polder Kieve liegt in einem 366,25 ha großen oberirdischen Einzugsgebiet (LAWA-Gebietskennzahl 5921540000, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser). Durch die eiszeitlichen Vereisungsstadien gibt es in dem Gebiet des Polder Kieve sechs Grundwasserleiter (GWL). Entsprechend der Moormächtigkeiten, der Höhe der Grundwasserleitersohle des

GWL 1 und der Verbreitung des Grundwasserstauers zwischen GWL 1 und GWL 2 ist für die Grundwasserspeisung des Poldergebiets nur GWL 1 verantwortlich. GWL 1 besteht aus Nachschüttsanden der Weichsel-Kaltzeit und hat im Bearbeitungsgebiet Mächtigkeiten von 5-10 m. Die Durchlässigkeit der vorzufindenden Sande liegt bei $10\text{-}25 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, geringe Bereiche haben Durchlässigkeiten von $1\text{-}10 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$.

Die geohydraulischen Erkundungen zur Planung der Wiedervernässung des Polder Kieve sind nicht sehr umfassend. In einer Machbarkeitsstudie (IHU 2003) wurden bereits Grundwasserneubildungsraten ermittelt (durchschnittlich ca. 47 mm a^{-1}), wobei davon ausgegangen wurde, dass oberirdisches sowie unterirdisches Einzugsgebiet weitgehend übereinstimmen. Kontinuierliche Grundwasserbeobachtungsdaten liegen nicht vor. Relevante Dauerbeobachtungsmessstellen des STALU Mecklenburg-Strelitz (2012) sind langjährige Beobachtungen für (i) den Eldepegel Wredenhagen (oberirdisches Einzugsgebiet = $78,6 \text{ km}^2$, Wasserstand und Durchfluss, 1983-2011) und (ii) den Seepegel Kiever See (Wasserstand, 1983-2011).

Bezieht man die mittlere Abflussspende vom Pegel Wredenhagen ($5,5 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$; 177 mm a^{-1}) auf die Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes des Polders Kieve ($366,25 \text{ ha}$), ergibt sich ein mittlerer Gebietsabfluss von ca. 20 l s^{-1} . Damit fließen der Projektfläche ($54,5 \text{ ha}$), welche nur ca. 15 % des oberirdischen Einzugsgebiets ausmacht, ca. 1.000 mm a^{-1} zusätzliches Wasser oberirdisch zu. Da es sich um einen potenziellen Überflutungsstandort handelt, wird die Wiedervernässung der Moorflächen hauptsächlich über Flusswasser der Elde realisiert. Die Wasserverfügbarkeit ist für den Standort gesichert und der Zustrom aus ober- und unterirdischem Einzugsgebiet nicht essentiell für die Gewährleistung flurnaher Grundwasserstände.

Aus den 2010 für die Abschätzung der THG-Emissionen kartierten Vegetationstypen und deren Wasserstufen (s. Tabelle 5) wurden die Grundwasserflurabstände nach SUCCOW & JOOSTEN (2001) im Projektszenario abgeleitet. Nach der Wiedervernässung wird folgende Vegetation erwartet: Röhrichte und Riede unter Dominanz von Schilf und/oder Seggen auf überstauten Flächen ($25,5 \text{ ha}$), ebenfalls Röhrichte und Riede auf einer etwas trockeneren Fläche (mittlerer Wasserstand 0-20 cm unter Geländeoberkante) von $11,7 \text{ ha}$, und feuchte Hochstauden und Wiesen (mittlerer Wasserstand 20-50 cm unter Geländeoberkante) auf $17,3 \text{ ha}$.

Ergebnisse: Als Ergebnisse werden Berechnungen für das Retentionsvolumen (Normalverfahren) sowie zu Demonstrationszwecken eine sehr grobe Abschätzung einer Scheitelreduktion (vereinfachtes Premiumverfahren) dargestellt. In BIOTA (2012) sind vorläufige Hochwasser-Risikoabschnitte nach EU-HWRM-RL dokumentiert. Demnach besteht vom Polder Kieve aus flussabwärts gesehen kein signifikantes Hochwasserrisiko (Abbildung 6). Aus Sicht des Hochwasserrisikomanagements geht die Wiedervernässungsmaßnahme also nicht mit einem nennenswerten Nutzen durch ein vermindertes Schadenspotenzial einher. Dennoch wird hier exemplarisch der Hochwasserrückhalt der Revitalisierungsfläche anhand der verfügbaren Daten berechnet.

Die Speicherinhaltslinie (Beziehung zwischen Wasserstand und gespeichertem Wasservolumen) ist in Abbildung 7 dargestellt, wobei der höchste Punkt innerhalb der Revitalisierungsflächen ($65,098 \text{ m HN}$) als Maximalwasserstand für die Retention angesetzt wurde. Diese Höhe geht aus den Vermessungsunterlagen der Wiedervernässungsplanung hervor (IHU

2003). Zur Einordnung des Retentionsvolumens wurden Hochwasserfüllen aller Hochwasserereignisse der Messperiode 1983-2011 am Pegel Wredenhagen bestimmt. Abbildung 8 stellt die empirischen Unterschreitungswahrscheinlichkeiten der Einzelereignisse bezogen auf die Messperiode dar. Es wird deutlich, dass der Polder Kieve 92% dieser Ereignisse komplett aufnehmen könnte.

Für eine Hochwasserscheitelreduktion ist die komplette Aufnahme der Hochwasserfülle nicht notwendig. Eine temporäre Speicherung kann den Abflussscheitel unterstrom schon signifikant reduzieren. Beispielsweise betrug der Scheiteldurchfluss am 1. Januar 1986 $2.160 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Tageswert). Dieser würde auf Basis der getroffenen Annahmen (siehe auch Abbildung 9) durch die Retention um $830 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ auf $1.330 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ reduziert. Die Scheiteleintrittszeit würde sich dabei um zwei Tage verzögern.

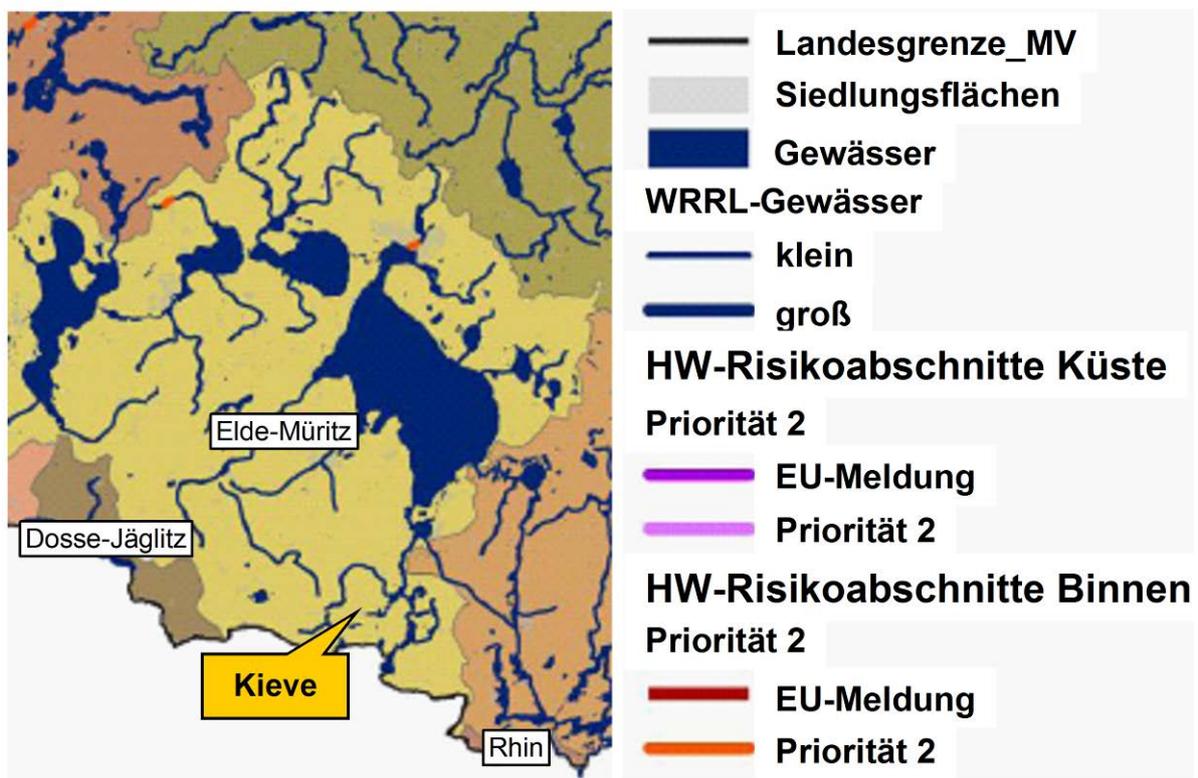


Abbildung 6: Vorläufige Hochwasserrisikoabschnitte nach EU-HWRM-RL nach BIOTA (2012).

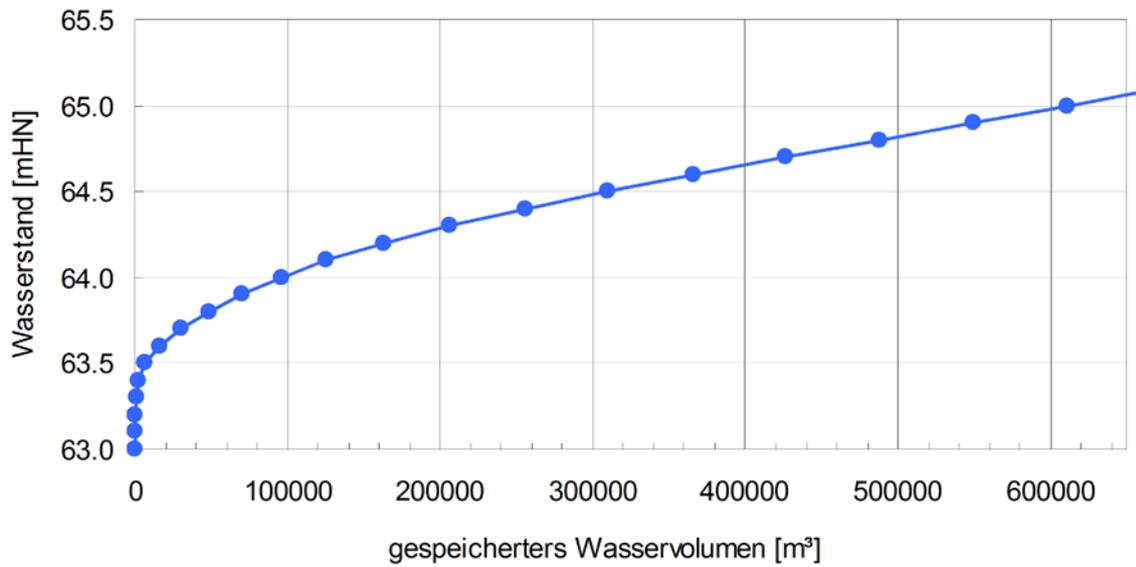


Abbildung 7: Speichereinhaltslinie für den Polder Kieve (Beziehung zwischen Wasserstand und gespeichertem Wasservolumen) generiert aus DGM (© GeoBasis-DE/M-V 2013). Abbildung: A. Wahren.

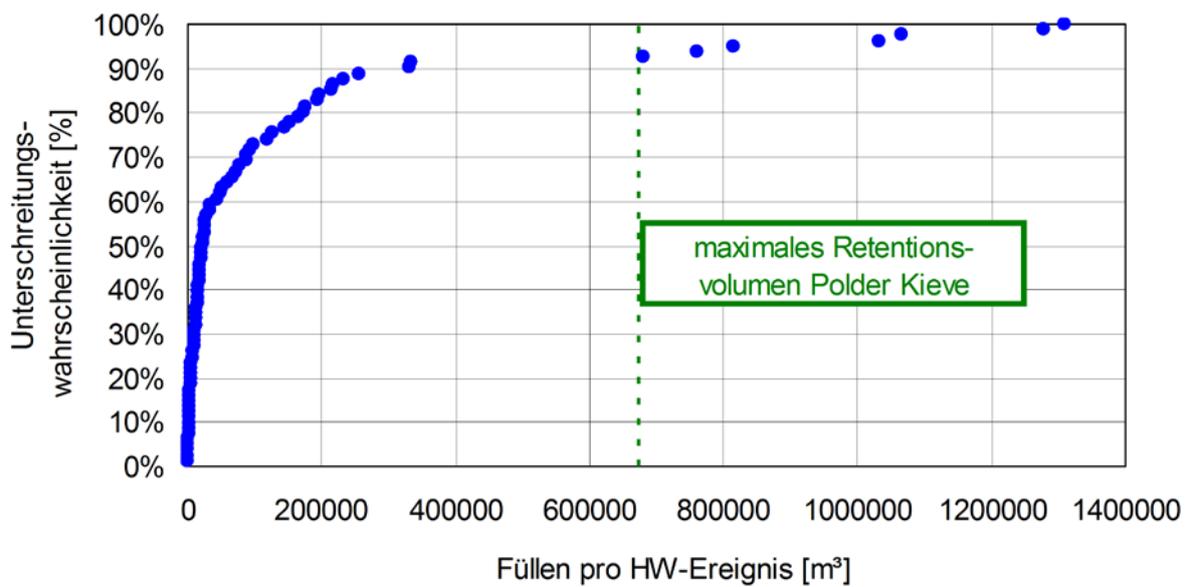


Abbildung 8: Empirische Unterschreitungswahrscheinlichkeit der Hochwasserfüllen der Elde am Pegel Wredenhagen (1983-2011). Abbildung: A. Wahren.

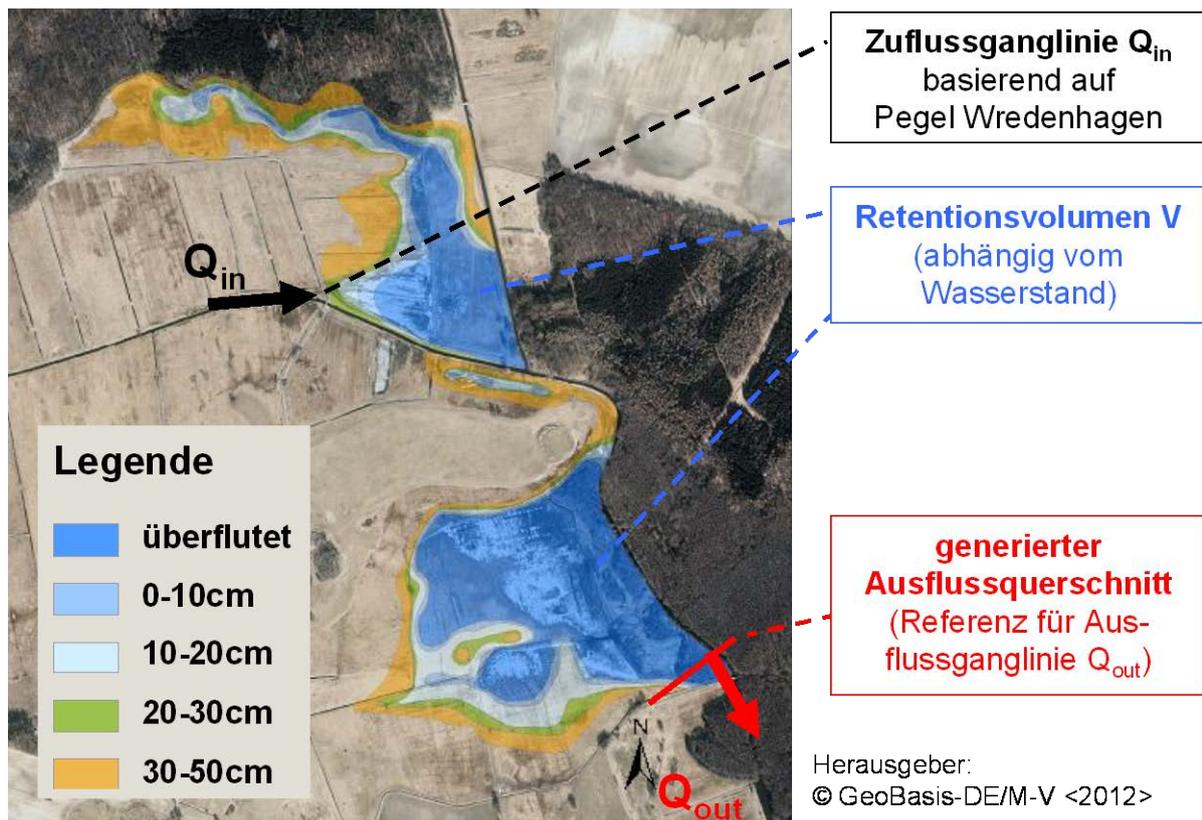


Abbildung 9: Schematisches Konzept zur Berechnung der Scheitelreduktion für das Hochwasser (Dezember 1986 bis Januar 1987) durch den Polder Kieve. Wasserstände in der Legende in cm unter Geländeoberkante. Karte: A. Wahren, K. Brust.

5.4 Grundwasseranreicherung

5.4.1 Veränderungen nach Wiedervernässung

Moore können mit dem Grundwasser (vereinfacht) auf folgenden Weisen interagieren:

- Grundwasserleiter (GWL) können Moorstandorte speisen (Abbildung 10a),
- hohe Grundwasserstände können die Versickerung von Standorten limitieren (Grundwasserspiegel im Umfeld liegt über der Moorunterkante) und somit zur Moorbildung beitragen (Abbildung 10b),
- Moore können grundwasserfern existieren wobei die Sickerrate an der Moorunterkante zur Grundwasserneubildung beiträgt (Abbildung 10c).

Je nach Topographie und Grundwasserverhältnissen gibt es eine Vielzahl von Standorttypen, die sich auf diese Grundtypen der Interaktion zwischen Moor und Grundwasser zurückführen lassen. Die resultierenden Wasserregimetyper sind in SUCCOW & JOOSTEN (2001) beschrieben.

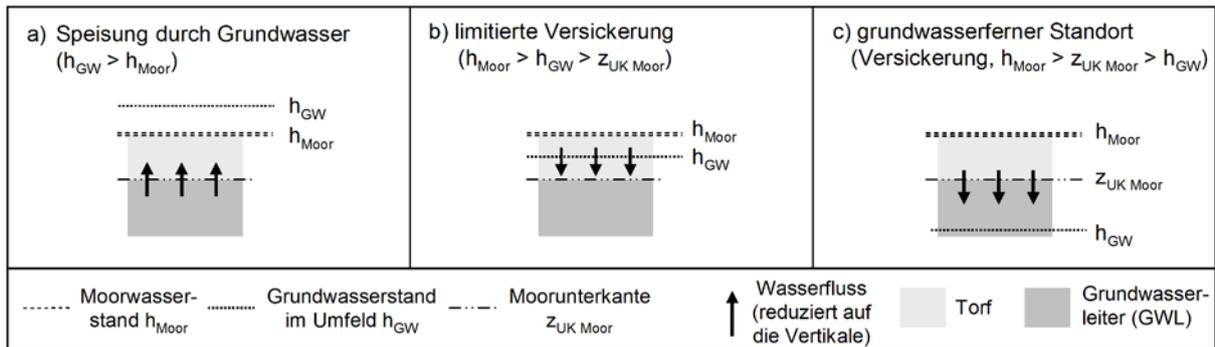


Abbildung 10: Interaktion zwischen Moor und Grundwasser im Umfeld des Moorstandortes. Abbildung: A. Gerner

Die Entwässerung von Mooren führt dazu, dass Wasser schneller aus der Landschaft abgeführt wird und einem Vorfluter zufließt. Dabei wird lokal der Wasserstand im Moor abgesenkt. Die Folgen sind:

- der Verlust des im Moor gespeicherten Wassers,
- eine Erhöhung des hydraulischen Gradienten vom speisenden GWL (wenn vorhanden) zum Moorstandort hin und daraus resultierend ein erhöhter Abstrom aus dem GWL bis zum Einstellen eines dynamischen Fließgleichgewichts, das niedriger als das Ausgangsniveau liegt,
- eine reduzierte Versickerung am Moorstandort, die, sofern sie als Grundwasserneubildung in einen GWL einspeist, zur Absenkung des Wasserspiegel im GWL führt,
- die Sackung der Mooroberfläche und den sich hieraus ergebenden Verlust der Einstellmöglichkeit des Grundwasserstandes auf das Ausgangsniveau.

Die Wiedervernässung von Moorstandorten verhindert also den beschleunigten oberirdischen Abstrom von Wasser aus der Landschaft und erhöht dadurch den in der Landschaft gespeicherten Wasservorrat. Lokal führt dies bei grundwassergekoppelten Systemen zur Erhöhung der Grundwasserstände im An- und Abstrombereich gegenüber dem Zustand vor der Wiedervernässungsmaßnahme (Abbildung 11).

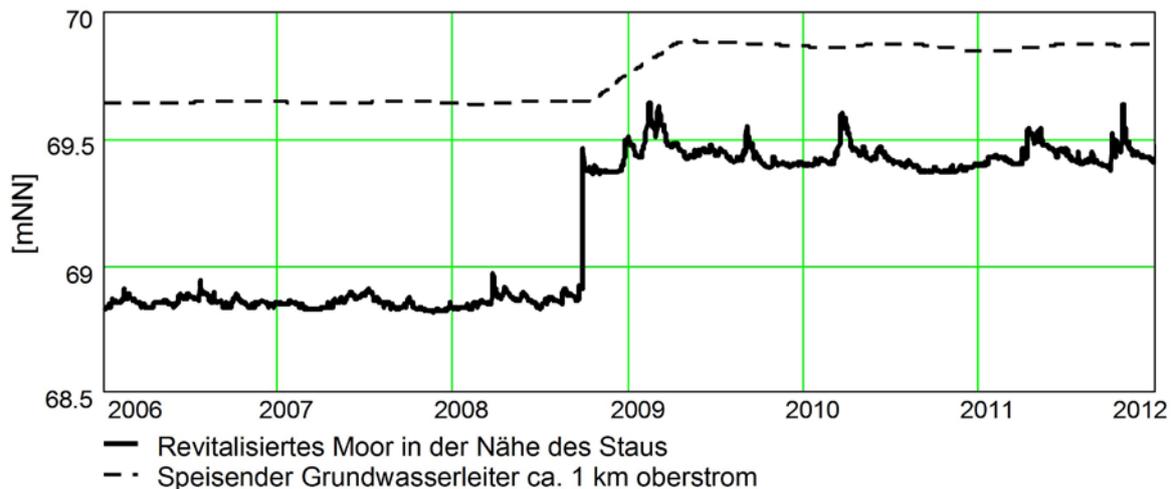


Abbildung 11: Berechneter Grundwasseranstieg nach einer Wiedervernässung (eigene Prinzipskizze basierend auf synthetischen Daten). Abbildung: A. Wahren.

5.4.2 Methodologie

An entwässerten Moorstandorten wird der Grundwasserstand durch Entwässerungsmaßnahmen (Grabensysteme, Pumpwerke etc.) künstlich unter dem Niveau gehalten, das sich ohne diese Maßnahmen einstellen würde. Wiedervernässung bedeutet, dass die Entwässerung eingestellt wird, in dem z. B. Gräben geschlossen oder Pumpen abgestellt werden. Mit Beginn der Wiedervernässung ist am Standort der Entwässerungseinrichtungen ein unmittelbarer, aber lokal begrenzter, Anstieg des Grundwassers zu erwarten. Im Laufe der Zeit wird sich auch im weiteren Umfeld eine Erhöhung des Grundwasserstandes einstellen. Die Änderung des Wasserspiegels und der Radius des von der Maßnahme betroffenen Gebiets, hängen vom bislang entwässerten Volumen ab und damit indirekt von den Gefälleverhältnissen (bei gravitativer Entwässerung) oder der angewendeten Pumpenleistung. Für die Abschätzung der Effekte der Wiedervernässung spielen das natürliche Wasserdargebot im Einzugsgebiet des Standorts (Niederschlag, Klimagrößen und Bodeneigenschaften) sowie die hydraulischen Charakteristika des Grundwasserleiters (Leitfähigkeiten, Porositäten) eine Rolle. Eine fundierte Betrachtung hängt daher stark von der Verfügbarkeit hydrologischer und hydrogeologischer Daten ab. Eine erste Einschätzung kann über allgemein verfügbare Kartenwerke, digitale Basisdaten und Geländebegehungen erfolgen. Detaillierte Untersuchungen erfordern hingegen die Erkundung des stratigrafischen Aufbaus aller beteiligten Grundwasserleiter und des Moorkörpers selbst und, im Idealfall, möglichst lange Grundwasserbeobachtungen in einer feinen räumlichen Auflösung. Diese Informationen fließen dann in ein geohydraulisches Modell ein, welches die Auswirkungen einer Wiedervernässung prognostizieren kann.

Ein umfassendes Monitoring spätestens mit Beginn der Maßnahme ist sinnvoll, da die Wiedervernässung mit der Beeinträchtigung Dritter einhergehen kann. Dies ist durch die Flächenauswahl beziehungsweise entsprechenden Schutzmaßnahmen möglichst auszuschließen, da dem gewünschten positiven Effekt einer vermehrten Grundwasserspeicherung sonst mögliche Schäden entgegenstehen. Diese Effekte müssen im Vorfeld der Maßnahme so

verlässlich wie möglich abgewogen werden und sollten gegebenenfalls nach Beginn der Wiedervernässung durch Grundwassermonitoring weiterverfolgt werden.

Die Methodologie zur Grundwasseranreicherung entspricht weitgehend der Methodologie für die Quantifizierung der THG-Emissionen (Tabelle 3). Sie weicht in den Themen Quantifizierung, Leakage und Monitoring ab (Tabelle 16).

Tabelle 16: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Grundwasseranreicherung in MoorFutures v. 2.0.

Thema	Vorgaben der MoorFutures
Quantifizierung (MRV)	<p>Normalverfahren: Qualitative Bewertung der zu erwartenden Effekte nach Recherche aller verfügbaren hydrogeologisch relevanten Daten; gegebenenfalls quantitative Abschätzungen mittels konzeptioneller geohydraulischer Modelle.</p> <p>Premiumverfahren: numerische Grundwassermodellierung auf der Grundlage umfassender hydrogeologischer Erkundung.</p> <p>Die Abschätzung des Grundwasseranstiegs beziehungsweise der Speicheränderung ist aus methodischen Gründen mit beträchtlichen Unsicherheiten behaftet. Folglich werden bei einer konservativen Herangehensweise nur minimale Volumenänderungen prognostiziert.</p>
Leakage	<p>Aktivitätsverschiebung wird durch die Flächenauswahl und die Schaffung alternativer Einkommensoptionen (Tourismus, Paludikultur, Jagd) vermieden.</p> <p>Marktbedingtes Leakage kann zumindest in der Anfangszeit aufgrund der geringen Flächengröße nicht auftreten.</p> <p>Ökologisches Leakage wird durch die Flächenauswahl und durch die Schaffung von hydrologischen Pufferzonen vermieden.</p> <p>Falls dennoch Leakage auftritt, wird diese quantifiziert und verrechnet.</p>
Monitoring	<p>Normalverfahren: In gewissen Abständen ist zu überprüfen, ob die Geländehöhen sich geändert haben beziehungsweise ob die Datengrundlage (DGM) zwischenzeitlich aktualisiert wurde.</p> <p>Premiumverfahren: kontinuierliches Langfristmonitoring (monatliche Grundwasserstände, zu Beginn der Maßnahme Wochenintervalle) zur Evaluierung der gewünschten Effekte sowie im Hinblick auf eventuelle Beeinträchtigungen Dritter.</p>

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV)

Grundlagen: Mittels einer Methode von MALTBY (2009) kann anhand von Felduntersuchungen qualitativ abgeschätzt werden, ob und in welchem Maß ein Moorstandort zur Grundwasserneubildung beiträgt oder durch Grundwasser gespeist wird. Diese Klassifikation erlaubt die erwartete Zusatznutzen grob abzuschätzen beziehungsweise die Notwendigkeit weiterer quantitativer Untersuchungen zu beurteilen.

Die Abgrenzung der Einzugsgebiete ist eine wichtige Voraussetzung für die Quantifizierung der Interaktionen zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Die oberirdischen Wasserscheiden können anhand des Geländereiefs abgeleitet werden. Je nach Niederschlag und Einzugsgebietsmorphologie können sich daraus mehr oder weniger relevante oberirdische Zuflüsse zum Moorstandort ergeben. Das unterirdische Einzugsgebiet kann je nach Beschaffenheit des Untergrundes deutlich vom oberirdischen abweichen. Hydrogeologische Karten, wie zum Beispiel die HK50, geben erste Anhaltspunkte über die Lage des unterirdischen Einzugsgebiets. Soweit verfügbar, können Ergebnisse von hydrogeologischen Erkundungen genutzt werden und durch vorhandene Bohrungen präzisiert werden. Im Idealfall können

Isohypsenpläne erstellt werden, aus denen unterirdische Einzugsgebiete analog zu oberirdischen Wasserscheiden abgeleitet werden.

Veränderte Grundwasserstände im Einzugsgebiet können sich auch auf andere ÖDL auswirken. Dies wird hier allerdings nicht weiter betrachtet. Zu berücksichtigen ist allerdings, inwieweit sich die prognostizierten steigenden Grundwasserstände negativ auf Dritte auswirken können, beispielsweise negative Folgen für Bestandsbebauung oder die Nutzung landwirtschaftlicher Flächen haben. Solche Effekte sollten mittels räumlicher Analysen im Vorfeld identifiziert und bei der Planung berücksichtigt werden.

Ein alternativer Ansatz zur Nutzung als Premiumverfahren, ist die numerische Grundwassermodellierung. Dies erfordert ein hydrogeologisches Modell, das Geometrie und hydraulische Charakteristika des Grundwasserleiters hinreichend genau beschreibt. Es basiert letztendlich auf vorhandenen Bohrprofilen. Anfangsbedingungen, ausgewählte Randbedingungen und nicht zuletzt die Kalibrierung des Modells basieren auf beobachteten Grundwasserständen. Somit hängt die Verlässlichkeit des Modells entscheidend von der räumlichen Auflösung von Bohrprofilen und Grundwassermessstellen ab. Gängige Software-Pakete sind MODFLOW (HARBAUGH et al. 2000) oder FEFLOW (DIERSCH 2009). Zur Beschreibung von Interaktionen zwischen Grund- und Oberflächenwasser, die bei Moorstandorten eine große Rolle spielen, werden reine Grundwasserströmungsmodelle u.a. um Zusatzmodule zur Beschreibung der Gerinneströmung erweitert beziehungsweise mit entsprechenden Gerinnemodellen gekoppelt. Beispiele hierfür sind in WILSNACK et al. (2001), BAKKER (2007) oder MONNINKHOFF & LI (2009) dokumentiert.

Eingangsdaten: Eine erste Charakterisierung des Referenzzustandes kann anhand von topographischen und hydrogeologischen Karten sowie anhand verfügbarer Grundwasserstände erfolgen. Vor Ort geben Staunässe oder Oberflächenwasser (beziehungsweise dessen Abwesenheit), Wassertemperatur, Hydrochemie und Vegetation Aufschluss über Grundwasserbeeinflussung. Sofern vorhanden, können längerfristige Grundwasserbeobachtungen Information über den zeitlichen Verlauf und das Ausmaß anthropogener Einflüsse wie z. B. Entwässerung oder Einstau geben. Für die mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden Oberflächengewässersysteme und Landökosysteme stehen die, im Zusammenhang mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie erhobenen Daten zur Verfügung (UMWELTPLAN 2003).

Die Bewertung der Wiedervernässungsmaßnahmen erfolgt anhand der prognostizierten Grundwasserstandsänderungen sowie korrespondierender Volumenänderungen integriert über das jeweils relevante Grundwassereinzugsgebiet im Vergleich mit dem Referenzzustand. Im Hinblick auf die Interaktionen zwischen Grund- und Oberflächenwasser ist dabei letztendlich der (stationäre) Gleichgewichtszustand von Interesse, der sich durch die Wiedervernässungsmaßnahme einstellt.

Versickerung findet immer dann statt, wenn der Wasserspiegel im Moorstandort über dem Grundwasserspiegel im Umfeld des Standortes liegt. Neben dem hydraulischen Potenzial ist die hydraulische Leitfähigkeit ein entscheidender Parameter für die Infiltration vom Moorstandort in den darunter liegenden Grundwasserleiter. Eine einfache Abschätzung auf Basis vorhandener Daten kann durch das Aufstellen der Wasserbilanz, die die oberirdischen Zu- und Abflüsse sowie die Verdunstung am Standort berücksichtigt erfolgen (Normalverfahren).

Die Datenanforderungen für das Premiumverfahren sind relativ hoch. Für die Bewertung von Wiedervernässungsmaßnahmen sind jedoch insbesondere die Änderungen im System relevant. Daher können alternativ reduzierte Modellansätze mit geringeren Datenanforderungen eingesetzt werden. So erlauben Sprungantwortfunktionen (BUSCH et al. 1993) es, ein numerisches Grundwassermodell durch einen Satz von Übergangsfunktionen zu ersetzen, die eine Änderung des Systemzustands der Änderung einer Randbedingung zuordnen. Eine detaillierte Beschreibung des Referenzzustandes ist mit dieser Methode hingegen nicht möglich.

Wenn die Daten für eine Grundwassermodellierung nicht ohnehin verfügbar sind, ist abzuwägen, ob der finanzielle und zeitliche Aufwand für die notwendige Datenerhebung im Rahmen eines MoorFutures-Projektes gerechtfertigt ist. Als Alternative zu einer quantitativen Prognose ist eine qualitative Bewertung der zu erwartenden Effekte denkbar. Mittels Beobachtung von Grundwasserständen nach Durchführung der Wiedervernässungsmaßnahmen kann mit vergleichsweise geringem finanziellem Aufwand überprüft werden, inwieweit diese Einschätzung zutreffend war.

Vergleich der Methoden

Eine vergleichende Übersicht der vorgestellten Methoden stellt Tabelle 17 dar.

Tabelle 17: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung des Hochwasserschutzes.

	Qualitative Bewertung und einfache Abschätzungen auf Basis vorhandener Daten	Numerische Grundwassermodellierung
Datenanforderungen	niedrig bis mittel (optimale Ausnutzung vorhandener Daten)	Hoch
Kosten	Mittel	Hoch
Zeitanforderungen	Mittel	hoch
Genauigkeit	Mittel	mittel bis hoch (hängt von Qualität der Datenbasis ab)
Verifizierbarkeit	Langfristmonitoring	Langfristmonitoring
Eignung für MoorFutures	Normalverfahren	Premiumverfahren für Projekt mit Fokus auf Grundwasseranreicherung

5.4.3 Ergebnisse für Polder Kieve

Eingangsdaten: s. Kapitel 5.3.3

Ergebnisse: Für den Polder Kieve wurden für die Wiedervernässung keine geohydraulischen Untersuchungen durchgeführt, weil die Wasserversorgung der Moorbereiche in Trockenperioden mit Wasser aus der Elde erfolgen kann (IHU 2004) und somit die Wasserverfügbarkeit aus dem Grundwasserleiter weniger relevant ist. Daher stehen keine Grundwasserpegel im Grundwassereinzugsgebiet des Moores zur Verfügung. Eine ausreichende Datengrundlage für eine geohydraulische Modellierung liegt somit nicht vor und könnte nur als Premiumverfahren unter zusätzlichem Erkundungsaufwand realisiert werden. Zur Sicherung benachbarter Grundstücke (besonders Ortsentwässerung Kieve) bleiben südlich der Wiedervernässungsflächen Entwässerungssysteme erhalten beziehungsweise werden ertüchtigt. Qualitativ betrachtet bleibt der Einfluss der Wiedervernässung auf den GWL 1 deshalb ge-

ring. Eine Abschätzung des zusätzlich gespeicherten Wassers im Grundwasserleiter wird aufgrund geohydraulischer Gesetzmäßigkeiten vorgenommen (Normalverfahren).

Mit der Sprungantwortfunktion (s.o.) kann die Erhöhung des Grundwasserstandes im GWL 1 als Reaktion auf die Wiedervernässungsmaßnahme abgeschätzt werden. Basierend auf der HK50 beziehungsweise den o.g. Wertebereichen werden exemplarisch folgende Werte angenommen:

Mächtigkeit des GWL 1 (nach HK50): 5 m

Leitfähigkeit des GWL 1 (nach HK50): $1 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$

Speicherkoefizient/Porosität des GWL 1: 0,25

Abbildung 12 zeigt wie sich die Grundwasserstände im Mittel im angeschlossenen GWL 1 in Abhängigkeit vom Abstand zur Polderfläche ändern, wenn der mittlere Grundwasserstand in den Gräben um 0,5 m erhöht wird.

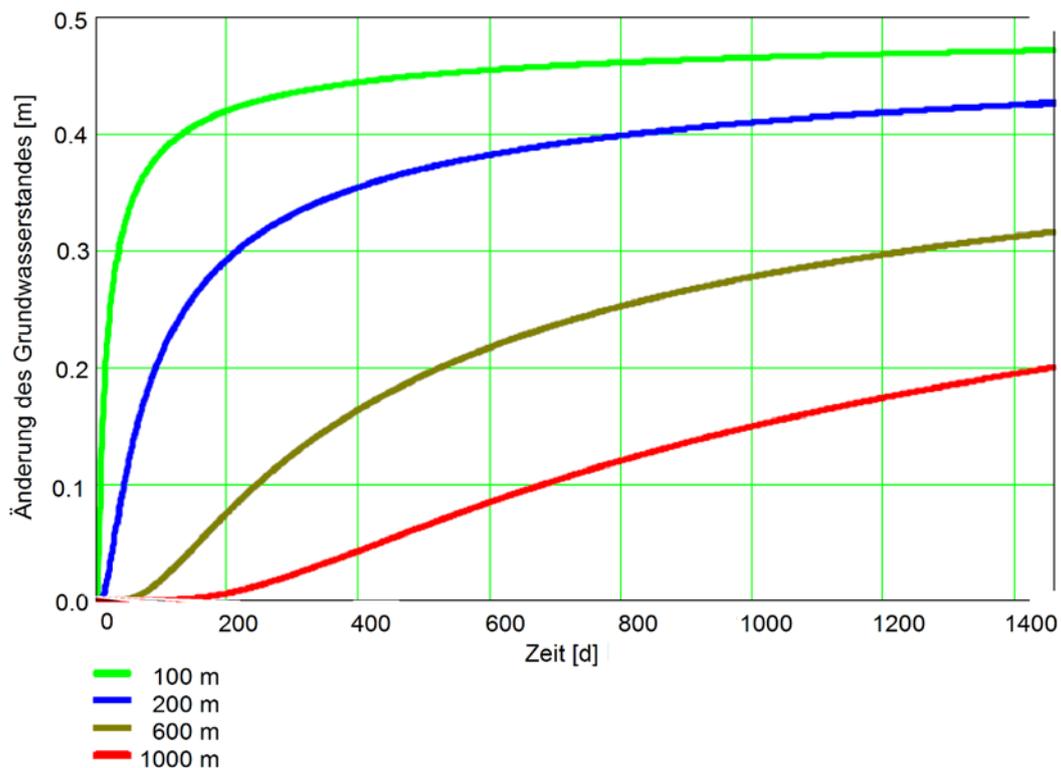


Abbildung 12: Änderung des mittleren Grundwasserstandes in GWL 1 aufgrund der Erhöhung der Torfwasserstände im Polder um 0,5 m in Abhängigkeit vom Abstand zur Polderfläche basierend auf der Sprungantwortfunktion (Busch et al. 1993). Abbildung: A. Wahren.

Mit der Geometrie des unterirdischen Einzugsgebiets (GWL 1 aus der Hydrogeologischen Karte der DDR - HK50) und der entfernungspezifischen Anhebung des Grundwasserstandes in diesem Einzugsgebiet kann man das zusätzlich zurückgehaltene Wasservolumen im Grundwasserleiter abschätzen. Im unterirdischen Einzugsgebiet außerhalb der Polderfläche würde demnach eine zusätzliche Wassermenge von 150.000 m³ verbleiben. Da aber das südliche unterirdische Einzugsgebiet und der südliche Teil des nördlichen unterirdischen Einzugsgebietes weiterhin durch einen Graben entwässert werden, wird der zusätzliche

Wasserrückhalt wesentlich geringer ausfallen. Die Effekte dieser Gräben können aber nicht pauschal dargestellt werden; für eine genauere Quantifizierung ist das Premiumverfahren unentbehrlich.

5.5 Verdunstungskühlung

5.5.1 Veränderungen nach Wiedervernässung

Die Energiebilanz an der Oberfläche der Erde ergibt sich aus der zur Verfügung stehenden Energie, der Strahlungsbilanz, welche an der Erdoberfläche aus dem Strom fühlbarer (sensibler) Wärme, dem Strom latenter Wärme (Verdunstungswärme) und dem Bodenwärmestrom abgeleitet wird. Zu welchen Anteilen die zur Verfügung stehende Energie zur Erwärmung der Luft, des Bodens, der Vegetation oder zur Verdunstung beiträgt, hängt von der Art des Bodens, dem Zustand und Feuchtegehalt des Bodens und der Bodenbedeckung/Vegetation ab.

Die Wiedervernässung eines Moores führt zu folgenden verdunstungsrelevanten Änderungen:

- Vergrößerung der Wasserverfügbarkeit (findet Ausdruck in der Erhöhung der Grundwasserstände),
- Änderung der Vegetation und der Vegetationsbedeckung (einschließlich der Schaffung zusätzlicher Wasserflächen durch Überstau) – und dessen Einfluss auf den Energieinput (Strahlungsbilanz),
- Erhöhung der Wärmeleitfähigkeit der Böden/Torfe durch Erhöhung der Bodenfeuchte.

Eine Wiedervernässungsmaßnahme verändert damit im Jahresmittel die Aufteilung der zur Verfügung stehenden Energie hin zu mehr Verdunstung und zu reduzierter Erwärmung. Bei einer Änderung der Vegetationsbedeckung beziehungsweise der Etablierung einer neuen Wasserfläche wird durch geänderte Reflexions- und Emissionseigenschaften auch die zur Verfügung stehende Energie beeinflusst. Durch die Änderungen der Wärmeströme verändert sich ebenfalls die Temperatur im Bestand. Eine Verdunstungskühlung entsteht dann, wenn durch die Wiedervernässung der sensible Wärmestrom beziehungsweise die Summe aus diesem und dem Bodenwärmestrom geringer ist als zuvor.

Wie stark die Wiedervernässung die lokalen Wärmeströme beeinflusst, ist stets von der Einbettung des Moores in die Landschaft abhängig (trockene/feuchte Umgebung). Auch sind diese Änderungen starken innerjährlichen und überjährlichen Schwankungen unterlegen, die vom klimatischen Input (Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchte, Sonnenscheindauer, Windgeschwindigkeit) abhängen. Die tatsächliche Verdunstungskühlung eines wiedervernässten Moorstandortes ist ein komplexer Prozess mit einer Reihe von lokalen und regionalen Rückkopplungen. Die mikroklimatische Wirkung von Mooren wird oft benannt, wurde aber bisher selten quantifiziert.

5.5.2 Methodologie

Standortsspezifisch sind für die Zustände vor und nach der Vernässung die Strahlungsbilanz (R_n) und die Verdunstung ($L.E$) zu ermitteln. Geht man davon aus, dass der Bodenwärmestrom (G) im Jahresmittel ausgeglichen ist, so ergibt sich das Jahresmittel des fühlbaren Wärmestroms (H) als Restglied dieser beiden Größen.

Wenn:

$$R_n = H + L.E + G$$

Dann gilt bei $G = 0$:

$$H = R_n - L.E$$

Die Differenz aus H_0 vor der Wiedervernässung und H nach der Wiedervernässung ist die Kühlleistung, welche durch die Wiedervernässung erreicht wird. Die Kühlleistung kann anhand von Faustzahlen eingeschätzt (Evapotranspirations-Energie-Standort-Typen, EEST-Ansatz), modelliert und gemessen werden. Die Methodologie zur Verdunstungskühlung entspricht weitgehend der Methodologie für die Quantifizierung der THG-Emissionen (Tabelle 3). Sie weicht in den Themen Quantifizierung, Leakage und Monitoring ab (Tabelle 18).

Tabelle 18: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Verdunstungskühlung in MoorFutures v. 2.0.

Thema	Vorgaben der MoorFutures
Quantifizierung (MRV)	<p>Normalverfahren: mit Hilfe von EESTs (Evapotranspirations-Energie-Standort-Typen), die in einer modellbasierten Matrix (cf. EDOM 2001, EDOM et al. 2010) die „Netto-Wärmeenergie“ quantifizieren (Einheiten: Jahres-Energiebilanz in $W m^{-2}$ oder $kWh ha^{-1} a^{-1}$) und auf Daten von, für das Gebiet repräsentativen, Klimastationen beruhen.</p> <p>Premiumverfahren: Modellierung (z.B. mit AKWA-M[®])</p> <p>Um Konservativität zu gewährleisten werden</p> <p>(i) der dämpfende Charakter von nassen Flächen auf Temperaturamplituden (Tagesgang und Jahresgang) durch die Betrachtung von Jahresmittelwerten vernachlässigt (sowohl Vernachlässigung des Tages- und Jahresgangs der Verdunstung als auch Vernachlässigung der besseren Wärmeleitungseigenschaften von feuchtem Torf gegenüber trockenem). Der Kühlungseffekt ist im Sommer beziehungsweise an warmen sonnigen Tagesabschnitten am größten, also dann wenn Kühlung am stärksten benötigt wird.</p> <p>(ii) die Wärmeproduktion durch Torfoxidation im Referenzszenario vernachlässigt</p>
Leakage	<p>Aktivitätsverschiebung wird durch die Flächenauswahl und die Schaffung alternativer Einkommensoptionen (Tourismus, Paludikultur, Jagd) vermieden.</p> <p>Marktbedingtes Leakage kann zumindest in der Anfangszeit aufgrund der geringen Flächengröße nicht auftreten.</p> <p>Falls dennoch Leakage auftritt, wird diese quantifiziert und verrechnet.</p> <p>Ökologisch bedingtes Leakage ist irrelevant aufgrund des räumlich eng begrenzten Effektes.</p>
Monitoring	<p>Normalverfahren: Alle 10 Jahre Aktualisierung der EEST-Werte anhand aktueller Daten der Klimastationen.</p> <p>Premiumverfahren: Aktualisierung der Modell-Eingangsdaten in geeigneten zeitlichen Abständen.</p>

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV) - EEST-Ansatz

Grundlagen: Der hier vorgestellte Quantifizierungsansatz macht eine Reihe von vereinfachenden Annahmen, die entsprechend des MoorFutures-Standards konservativ sind:

- Der advective Luftaustausch über der Moorfläche wird vernachlässigt. Die modellierte Verdunstung der Standorte mit flurnahem Grundwasserstand entspricht demnach quasi der Gleichgewichtsverdunstung einer großen, optimal wasserversorgten Feuchthfläche.
- Es werden nur Jahreswerte der Verdunstungskühlung betrachtet, damit wird die Änderung des Bodenwärmespeichers gleich Null gesetzt.
- Für Ausgangs- und Zukunftslandnutzungs- beziehungsweise Vegetationstypen werden mittlere Grundwasserflurabstände angesetzt.
- Die Wasserverfügbarkeit zur Einhaltung der zukünftigen Grundwasserflurabstände ist nicht Gegenstand dieser Untersuchung und muss vorab durch die hydrogeologischen und hydrologischen Erkundungen abgesichert werden.

Ermittlung von Strahlungsbilanzen: Die Strahlungsbilanz bezeichnet die Energiemenge, die an der Erdoberfläche zur Verfügung steht und setzt sich aus fünf Hauptstrahlungsströmen (direkte und diffuse kurzwellige Einstrahlung, reflektierte kurzwellige Strahlung, langwellige atmosphärische Gegenstrahlung, langwellige emittierte Strahlung der Erdoberfläche) zusammen. Strahlungsbilanzen wurden mit Hilfe der Klimamessdaten von sieben Klimastationen in oder in unmittelbarer Nähe zu Mecklenburg-Vorpommern (1997-2011) für folgende Landnutzungen berechnet: kahler Torf, kahler Sand, Acker, Grünland, Moorwald, Hochmoor, Niedermoor, Seggen, Schilf und Wasser. Aufgrund der Relevanz für die Verdunstungsprozesse werden hier die Strahlungsbilanzen für die mittlere Vegetationsperiode (April bis September) und das Gesamtjahresmittel dargestellt. Die Strahlungsbilanzen der einzelnen Landnutzungen sind deutlich unterschiedlich. Abbildung 13 zeigt diese am Beispiel der Daten der Station Marnitz.

Der typische Jahresgang der Strahlungsbilanz für alle betrachteten Landnutzungsformen ist in Abbildung 14 dargestellt (Station Marnitz). Auch hier ist ersichtlich, dass die Strahlungsbilanz für Wasseroberflächen am größten ist, während kahle Sandböden und Ackerflächen die geringsten Strahlungsbilanzen aufweisen. In Abhängigkeit von der auf der Erdoberfläche eintreffenden Globalstrahlung hat der Jahresverlauf der Strahlungsbilanz im Juni das Maximum.

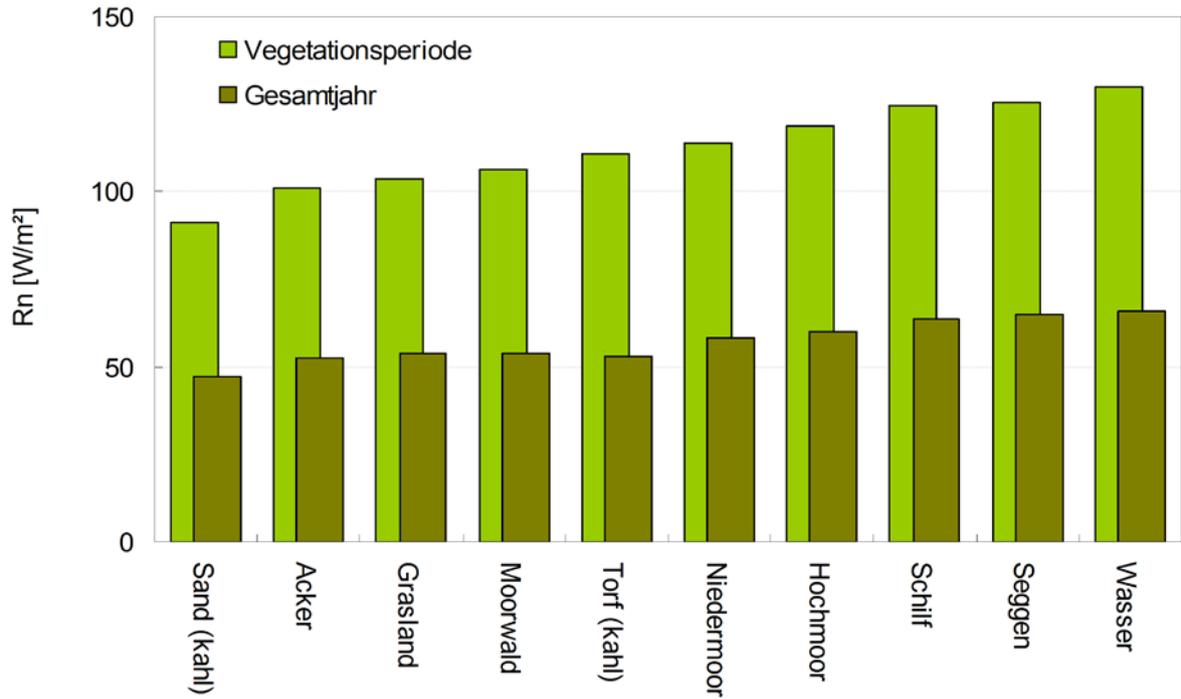


Abbildung 13: Strahlungsbilanzen für unterschiedliche Landnutzungen am Beispiel der Klimastation Marnitz. Höhere Werte entsprechen einer geringeren Aufwärmung der unteren Atmosphäre. Abbildung: K. Brust.

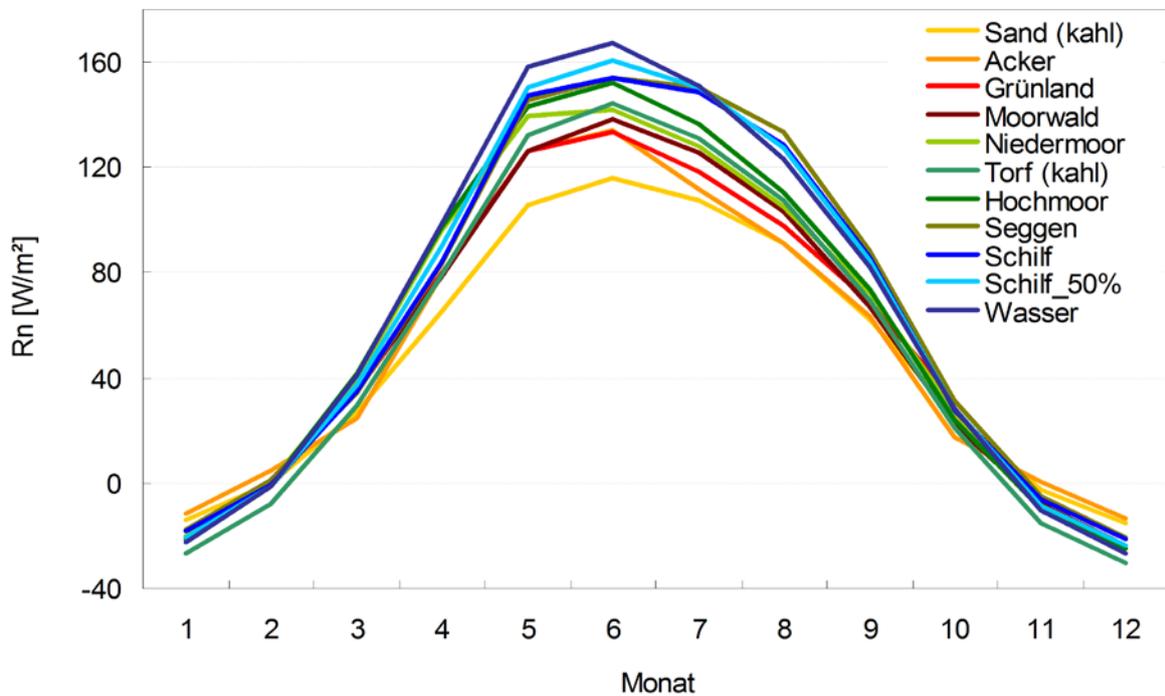


Abbildung 14: Strahlungsbilanzen im Jahresgang für verschiedene Landnutzungen. Abbildung K. Brust.

EEST-Ansatz: Die Energiebilanzkomponenten wurden für unterschiedliche Landnutzungen und Grundwasserflurabstände berechnet. Dabei wurden Klima-Inputdaten genutzt, die den West-Ost-Gradienten für Mecklenburg-Vorpommern (Binnenland), aber auch zwei Stationen in Küstennähe abdecken. Aus diesen Eingangsdaten wurde eine Matrix erstellt (Anhang 3), mit welcher lageabhängig und in Abhängigkeit von der vorhandenen Vegetation und Vegetationsprognose, die Kühlungsenergie von sogenannten Evapotranspirations-Energie-Standorttypen (EEST) bestimmt werden kann. Den spezifischen Vegetationstypen der Matrix ist immer ein spezifischer Grundwasserflurabstand zugeordnet. Der klimabedingte räumliche Gradient der Verdunstungskühlung für Mecklenburg-Vorpommern ist durch die Verwendung unterschiedlicher Klimastationen in der Matrix mit enthalten. Für das Referenzszenario und das Projektszenario werden die Energiebilanzkomponenten erfasst und flächengewichtet gemittelt. Aus der Differenz des Energiebilanzrestgliedes des Referenz- und des Projektzustandes wurde die Energiemenge als mittlerer Jahreswert bestimmt, die zukünftig nicht mehr zur Erwärmung der unteren Atmosphäre beiträgt.

Dabei ist festzuhalten, dass der Kühlungseffekt einer Feuchtfläche stark von der Umgebung der Feuchtfläche abhängig ist. Befindet sich die Feuchtfläche in trockener Umgebung, ist der Kühlungseffekt größer im Vergleich zur Lage in feuchter Umgebung. Die trockene Umgebung würde zudem durch Advektion kontinuierlich trockene Luft der Feuchtfläche zuführen und somit nochmals zu einer Erhöhung der Verdunstung der Feuchtfläche beitragen. Im Winter hingegen können wiedervernässte Flächen zu einer geringeren Abkühlung der Umgebung beitragen. Der klimatische Kontinentaleinfluss in östlicher Richtung wird demnach durch Wiedervernässung lokal ganzjährig abgeschwächt (Reduzierung der Temperaturmaxima im Sommer durch Verdunstungskühlung, Minima im Winter werden ebenfalls abgeschwächt). Dieser Ansatz ist der einfachste hinsichtlich der Ermittlung der Verdunstungskühlung. Für MoorFutures v. 2.0 ist diese Methode geeignet und praktikabel.

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV) - Modellierung

Die Verdunstungskühlung von wiedervernässten Feuchtflächen kann durch unterschiedlich komplexe Modellierungsansätze quantifiziert werden. Für die Entwicklung von komplexen atmosphärischen Grenzschichtmodellen werden hochaufgelöste Eingangsdaten benötigt, welche für unbeobachtete Gebiete nicht vorliegen. Die Modellierung von Energieflüssen mit vereinfachten etablierten Ansätzen ist weniger aufwändig. Die Berechnungen können mit Klimawerten von anderen Stationen sowie anderen Messzeiträumen wiederholt werden. Zusätzlich kann die Parametrisierung der vorgestellten Verdunstungsansätze für weitere Torf- und Vegetationstypen erweitert werden.

Der Penman-Monteith Ansatz ist der am weitesten verbreitete Ansatz in der Verdunstungsmodellierung von Landflächen. Ähnlich sind die Ansätze nach SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985) und PRIESTLEY & TAYLOR (1972). Die Anwendung dieser Ansätze setzt voraus, dass repräsentative Messungen der relativen Luftfeuchte für das zu beschreibende Gebiet vorliegen. Gerade dies stellt für Moorflächen ein Problem dar. Über einer natürlichen Moorfläche stellt sich ein höherer Luftfeuchtegehalt ein als in dessen Umgebung, wodurch der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre sinkt. Der Unterschied zwischen Verdunstungsanspruch über dem Moor und dessen Umgebung ist von der Größe des Moores und dem Wasserangebot der Umgebung abhängig. Der Unterschied ist größer bei kleinen Moorflächen in trockenen Landschaften als bei großen Mooren in feuchten Landschaften. Die Verdunstung,

berechnet nach Penman-Monteith, überschätzt somit die potenzielle Verdunstung von Mooren, wenn Klimadaten von konventionellen Klimastationen genutzt werden.

Der Ansatz nach MORTON (1983) unterscheidet sich von den übrigen Verdunstungsansätzen, weil er die gemessene Luftfeuchtigkeit nicht als Antrieb sondern als Resultat der Verdunstung betrachtet. Der Ansatz berechnet eine Gleichgewichtstemperatur, bei der eine uneingeschränkt mit Wasser versorgte Fläche (d.h. die uneingeschränkt verdunstet) für die Energiebilanzgleichung und die Wassertransfergleichung dasselbe Ergebnis erzielt. Die Advektion wird in diesem Ansatz vernachlässigt, er gilt somit streng genommen nur für große Feuchflächen oder für Feuchflächen in einer feuchten Umgebung. Bei signifikantem Einfluss der Advektion erhöht sich die Verdunstung, somit stellt die Feuchflächenverdunstung nach MORTON quasi immer eine untere Grenze der Feuchflächenverdunstung einer optimal wasserversorgten Fläche dar. Im Sinne einer konservativen Berechnungsmethode werden mit dem Berechnungsansatz nach MORTON Verdunstungsraten ermittelt, welche von einer Feuchfläche auf jeden Fall erreicht werden. Der Ansatz kann aber nicht landnutzungsspezifisch eingesetzt werden oder unterschiedliche Grundwasserflurabstände berücksichtigen. Wir verwenden diesen Ansatz zum Vergleich mit den anderen Berechnungsergebnissen.

Speziell für Moore gibt es eine in SUCCOW & JOOSTEN (2001) beschriebene Berechnung der Verdunstung nach ROMANOV. Bei diesem Verfahren kann ein advektiver Zustrom aus Randbereichen des Moores berücksichtigt werden, welcher die Verdunstung entsprechend erhöht. Die Bestimmung dieses empirischen Wertes ist jedoch sehr aufwändig. Die Verdunstung wird nach Grundwasserflurabstand spezifiziert. Wird die Verdunstung nach ROMANOV ohne Advektionsanteil berechnet, dann wird die Verdunstung für kleine Moorflächen unterschätzt. Durch Advektion wird von angrenzenden trockenen Gebieten trockene Luft über die Moorfläche transportiert, wodurch sich die Verdunstung über dem Feuchstandort deutlich erhöht. Generell gilt der Ansatz nach ROMANOV nur für nasse Moore und wurde bisher nicht für entwässerte und mineralisierte Standorte geeicht. Eine Anwendung in der MoorFutures-Methodologie würde daher eine Weiterentwicklung erfordern.

Das AKWA-M[®]-Modell (MÜNCH 2004) ist ein modular aufgebautes Wasserhaushaltsmodell, welches es dem Anwender ermöglicht, zwischen unterschiedlichen Verdunstungsansätzen auszuwählen. Implementiert sind von den oben genannten, der Verdunstungsansatz nach Penman-Monteith sowie eine Reihe weiterer Verdunstungsansätze mit größeren empirischen Modellanteilen. Des Weiteren ist der Ansatz nach ROMANOV im Modell integriert, welcher die direkte Abhängigkeit zwischen Grundwasserflurabstand und Moorverdunstung berücksichtigt und somit für diese Aufgabenstellung angewendet werden kann.

Mit dem Wasserhaushaltsmodell AKWA-M[®] (MÜNCH 2004) wurden die Verdunstungsraten L.E für unterschiedliche Landnutzungstypen mit unterschiedlichen Grundwasserflurabständen modelliert. Aus der vorab ermittelten Strahlungsbilanz R_n für diese Landnutzungstypen und L.E wird die Summe aus fühlbarem Wärmestroms H und des Bodenwärmestroms G als Restglied ermittelt. Abbildung 15 zeigt die Komponenten der Energiebilanz für die Landnutzung Grünland mit unterschiedlichen Entwässerungstiefen; Abbildung 16 die Energiebilanzkomponenten für weitere Landnutzungen.

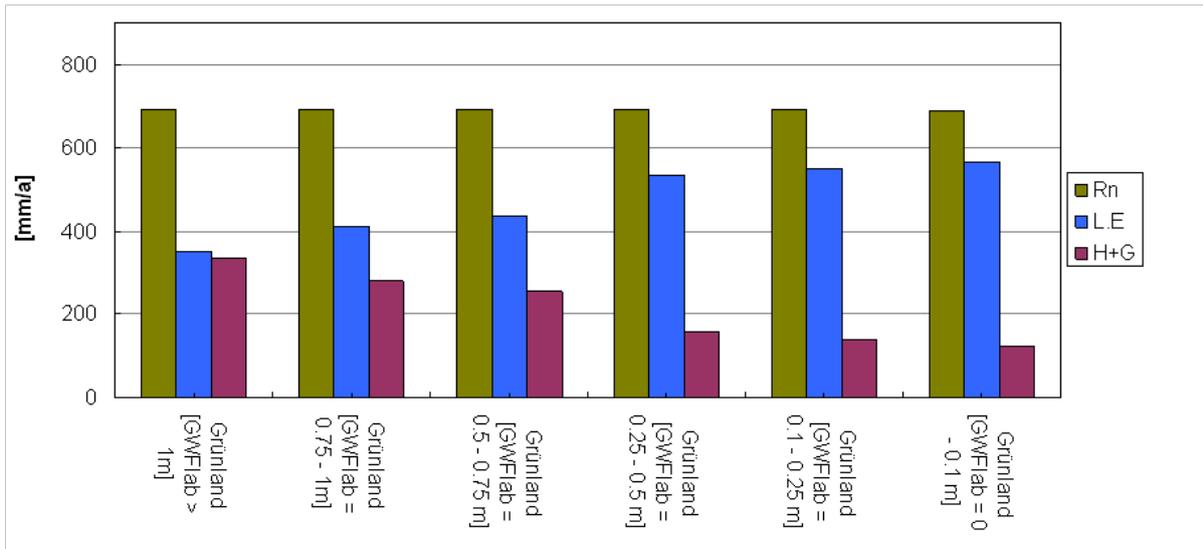


Abbildung 15: Komponenten der Energiebilanz (L.E nach Romanov mit AKWA-M® berechnet, H+G als Restglied) über Grünland mit unterschiedlichen Entwässerungstiefen. Abbildung: K. Brust.

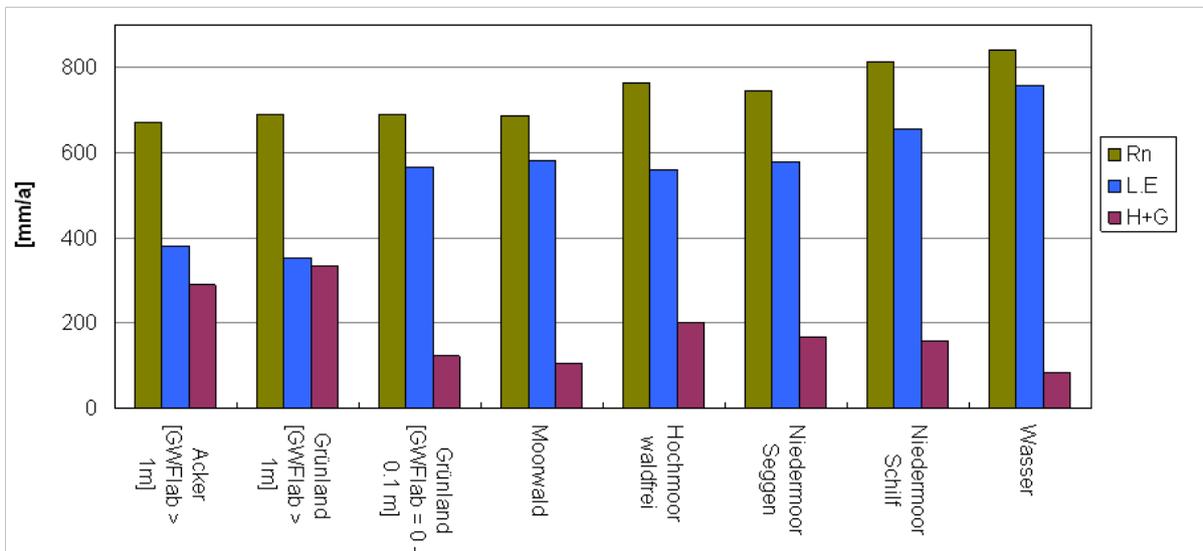


Abbildung 16: Vegetationsabhängige Komponenten der Energiebilanz (L.E nach ROMANOV mit AKWA-M® berechnet, H+G als Restglied). Abbildung: K. Brust.

Da der Bodenwärmestrom G bei Langzeitbetrachtungen auf Jahresbasis gleich Null angenommen wird, steht das berechnete Restglied ($H+G$) für den fühlbaren Wärmestrom H . Je kleiner das Restglied ($H+G$) ist, desto geringer ist die Erwärmung der bodennahen Luftschichten und desto größer ist die Kühlung der unteren Atmosphäre. Wie aus Abbildung 15 und Abbildung 16 ersichtlich ist, liegen die geringsten Werte der Verdunstung bei tief entwässernden Landnutzungen wie Acker und Grünland. Bei steigendem Grundwasserstand erhöht sich die Verdunstungsrate. Die natürliche Vegetation auf dem wassergesättigten Moorboden (Moorwald, Seggen, Schilf) liefert höhere Verdunstungswerte – und somit geringere Werte für das Restglied von ($H+G$).

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV) - Messungen

Verdunstung kann mit unterschiedlichen Methoden indirekt messtechnisch erfasst werden (vgl. BERNHOFER & MIEGEL 1997 und DREXLER et al. 2004), z.B. über aerodynamische Verdunstungsmessung, Verdunstungsmessung mit dem Bowen-Verhältnis oder Turbulenzverfahren (z.B. per Eddy-Covariance). Unabhängig davon, welches Verfahren zur Messung der Verdunstung verwendet wird, ist die Messung immer mit hohem Aufwand verbunden. Zur qualifizierten Quantifizierung der Änderung der lokalen Wärmeströme muss eine ausreichend lange Messperiode vor der Wiedervernässung mit einer Messperiode danach verglichen werden.

Vergleich der Methoden

Eine vergleichende Übersicht der vorgestellten Methoden stellt Tabelle 19 dar.

Tabelle 19: Vergleich der Methoden zur Quantifizierung der Verdunstungskühlung.

	Schätzung mit EEST	Modellierungen	Messungen
Datenanforderungen	niedrig	mittel bis hoch	niedrig
Kosten	niedrig	Hoch	sehr hoch
Zeitanforderungen	niedrig	Mittel	hoch
Genauigkeit	niedrig	Mittel	hoch
Verifizierbarkeit	Vegetationskartierung, Erfassung der Landnutzung	Messung von Eingangsdaten	-
Eignung für MoorFutures	Normalverfahren	Premiumverfahren für Projekt mit Fokus auf Verdunstungskühlung	nicht geeignet

5.5.3 Ergebnisse für Polder Kieve

Eingangsdaten: s. Kapitel 5.3.3

EEST-Ansatz: Beispielhaft wurde die Verdunstungskühlung durch Wiedervernässung für den Polder Kieve berechnet. Hierbei gingen in die Berechnung die Vegetation im Referenzszenario und im Projektszenario ein (s. Tabelle 5). Strahlungsbilanzen wurden wie in Kapitel 5.5.2 beschrieben, ermittelt. Die Verdunstung der unterschiedlichen Landnutzungen wurde mit AKWA-M[®] berechnet. Die daraus resultierende Energiebilanz nach Wiedervernässung im Vergleich zum Referenzszenario ist in Tabelle 20 dargestellt.

Die Berechnung mit dem Modell AKWA-M[®] stellt eigentlich die Anwendung des Premiumverfahrens dar. Die ermittelten Energiebilanzkomponenten mit den Klimainputdaten der Station Marnitz sind aber auch Inhalt der EEST-Matrix (Anhang 3).

Tabelle 20: Änderung des Restgliedes der Energiebilanz (H+G) für den Polder Kieve vor und nach der Wiedervernässung mit Angaben zu Grundwasserflurabständen (GWFlab) und deren Flächenanteil für das Referenzszenario.

	GWFlab Referenzszenario (cm u. GOK)	GWFlab Projektszenario (cm u. GOK)	Fläche (ha)	$\Delta(H+G)$ (kW ha ⁻¹)	Flächen- bezogener $\Delta(H+G)$ (kW)	$\Delta(H+G)$ (kWh a ⁻¹)
Riede/Röhrichte (Überstau)	40	0	25,5	59	1.499	13.130.556
Riede/Röhrichte	40	10	11,7	28	322	2.824.936
Wiesen mit Hochstauden	40	40	17,3	0	0	0
Summen			54,5		1.821	15.955.491

Für die Polderfläche ergibt sich durch die Wiedervernässung eine (durch die erhöhte Verdunstung) reduzierte Energiemenge zur Erwärmung der bodennahen Luftschichten von 15,96 GWh a⁻¹. Das Restglied der Energiebilanz ist um diesen Betrag geringer als vor der Wiedervernässung.

Durch Wiedervernässung der Polderfläche liegt der mittlere Kühlungseffekt bei 3,34 W m⁻² (33,4 kW ha⁻¹ beziehungsweise 1.821 kW auf 54,5 ha). Dieser Wert kann in Bezug gesetzt werden zu dem anthropogenen verursachten Strahlungsantrieb („radiative forcing“) durch Ausstoß von Treibhausgasen. Die mittlere globale treibhausgasbedingte Änderung des Strahlungsantriebes von der vorindustriellen Zeit bis heute wird auf ca. 2,6 W m⁻² geschätzt (IPCC 2007). Durch die Wiedervernässung wird diese auf der Polderfläche (aber nur dort) also mehr als kompensiert. Die Verdunstungskühlung durch Wiedervernässung ist demnach als hoch einzuschätzen, der fühlbare Effekt ist allerdings räumlich sehr begrenzt.

5.6 Erhöhung der moortypischen Biodiversität

5.6.1 Veränderungen nach Wiedervernässung

Definition von moortypischer Biodiversität: Biodiversität oder biologische Vielfalt bezeichnet gemäß der Biodiversitäts-Konvention (Convention on Biological Diversity, CBD) die „Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, (...); dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“. Biologische Vielfalt erschöpft sich somit nicht mit den Arten von Tieren, höheren Pflanzen, Moosen, Flechten, Pilzen und Mikroorganismen. Viele Arten werden weiter in Unterarten und regionale Varietäten unterschieden und teilen sich in genetisch unterschiedliche Populationen auf. Deshalb beinhaltet die biologische Vielfalt auch die innerartliche genetische Vielfalt sowie die Lebensräume der Organismen und die Ökosysteme, in der diese organisiert sind. Biologische Vielfalt oder Biodiversität ist letztlich alles das, was zur Vielfalt der belebten Natur beiträgt (BMU 2007).

Aufgrund von unterschiedlichen Auslegungen des Begriffs und unterschiedlichen Zielen, die mit der Erhaltung von Biodiversität verfolgt werden, besteht oftmals wenig Einigkeit, *welche* Biodiversität erhalten werden soll. Im Kontext der MoorFutures v. 2.0 wird eine Erhöhung der moortypischen Biodiversität angestrebt. Diese wird als diejenige Biodiversität definiert, die ohne Entwässerung spontan ohne oder bei standortangepasster Landnutzung vorkommen würde. Bei der Bewertung der Effekte durch Wiedervernässung müssen allerdings auch

nicht-moortypische, aber gesetzlich geschützte Arten berücksichtigt werden. Alternativ könnten auch für die jeweilige MoorFutures-Region der Verlust an Biodiversität und damit der „Bedarf“ an Biodiversität bestimmt werden. Da naturnahe Moore aber in den Regionen, in denen Kohlenstoffzertifikate aus Moorwiedervernässung sinnvoll etabliert werden können, immer im Vorfeld stark reduziert wurden, kann für jede MoorFutures-Region grundsätzlich ein starker Bedarf an moortypischer Biodiversität angenommen werden. Die insbesondere im Zusammenhang mit dem MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003) verfolgte Einordnung von ÖDL unter Biodiversität wird hier nicht verfolgt, da die wesentlichen ÖDL wiedervernässeter Moore separat dargestellt und quantifiziert werden.

Bei der Integration von moortypischer Biodiversität in die MoorFutures sind folgende Punkte, im Vergleich zu den oben genannten ÖDL zu beachten:

- im Vergleich zu anderen Komponenten wird sie selbst bei minimaler Degradation verändert, gleichzeitig besteht aber auch eine hohe Fähigkeit zur Regeneration und
- das tatsächliche Auftreten moortypischer Arten hängt nicht nur von der (Wieder-) Herstellung geeigneter Habitats ab, sondern auch von der Verfügbarkeit von Ausbreitungsstadien (z.B. Diasporen, vitale Populationen, Reproduktion); bei wandernden Tierarten spielen zusätzlich die Lebensbedingungen entlang des gesamten Migrationszyklus eine Rolle (Auswirkungen auf das Konservativitätskriterium).

Indikatoren: Um die Auswirkung von Moor-Wiedervernässung auf die Biodiversität zu bewerten, müssen Indikatoren, anhand derer die Entwicklung der Fläche evaluiert werden kann, bestimmt werden. Indikatoren sind Arten, Artengruppen oder Gesellschaften, die voraussichtlich innerhalb eines geeigneten Zeitraums (Projektlaufzeit) auf die Wiedervernässung reagieren (vgl. CARO 2010). Je niedriger solche Indikatoren in der Nahrungskette sind, desto wahrscheinlicher ist eine schnelle und direkte Reaktion. Idealerweise wird eine Vielzahl von Indikatoren, deren Reaktion zeitlich und räumlich variiert, verwendet (CHAPMAN et al. 2003). Die Auswahl von Indikatoren hängt stark von der primären Motivation der Wiedervernässung ab. Steht z.B. die Wasserqualität im Vordergrund, sollten Arten oder Gesellschaften ausgewählt werden, die schnell und spezifisch auf diese reagieren (u.a. Wasserkäfer, Wasserpflanzen und Diatomeen). Steht Habitat- oder Artenschutz im Vordergrund, sollte die Abundanz von Arten oder Gesellschaften des gewünschten zukünftigen Zustands ausgewählt werden. Solche Arten werden auch als Flugschiffarten („flagship species“, wenn besonders auffällig und stellvertretend für eine bestimmte Gemeinschaft) oder Schirmarten („umbrella species“, wenn an der Spitze der Nahrungskette und ein Funktionieren dieser indizierend) bezeichnet. Besondere Bedeutung haben Ökosystem-Ingenieure („ecosystem engineers“) wie z.B. Torfmoose (*Sphagnum* spp.), die auch selber integraler Bestandteil der Entwicklung des Ökosystems (insbesondere der Torfbildung) sind (LINDSAY 2010).

Folgende Kriterien gelten für die Auswahl von Indikatoren:

- Mobilität (schnelle Kolonisierung neuer Habitats, z.B. Libellen, Laufkäfer, Schmetterlinge)
- Breite und Schärfe der Indikation (Gruppen die eine Vielzahl von Moorbedingungen scharf indizieren und mit der gleichen, einfachen Methoden erfasst werden können, z.B. Libellen)
- Zugehörigkeit zu bestehenden Monitoring- oder Zertifizierungsprogrammen

- Einfachheit und Kosten der Erfassung (werden durch die zu erwartenden Einnahmen limitiert; es sollten daher möglichst Indikatoren ausgewählt werden, die beim Monitoring anderer ÖDL miterfasst werden können).

Aufgrund dieser Kriterien ist zumindest in NO-Deutschland die Auswahl der Gruppen *Gefäßpflanzen/Moose*, *Vögel*, *Amphibien* und *Arthropoden* (insbesondere Spinnen, Nachtfalter, Laufkäfer, Wanzen, Heuschrecken und Zikaden) sinnvoll. Diese Gruppen weisen auch einen hohen Indikationswert für den Lebensraumtyp „Niedermoore, Feucht- und Nassstellen“ auf (STICKROTH et al. 2003). Vögel und Tagfalter werden aufgrund ihrer Standardisierbarkeit, Repräsentanz, Umsetzbarkeit und den Anteilen gefährdeter Arten als „besonders gut geeignet“ angesehen (STICKROTH et al. 2003). Für die Einschätzung sollten regionale Indikatorwerte verwendet werden (NO-Deutschland: Pflanzen nach SUCCOW 1988 und SUCCOW & JOOSTEN 2001, Brutvögel nach FLADE 1994, Arthropoden nach GÖRN & FISCHER 2011).

Forschungsergebnisse aus Mecklenburg-Vorpommern: Die Vegetation wiedervernässter Niedermoore ist meistens durch stark eutrophe oder polytrophe Verhältnisse bestimmt. Anfangs weisen die überstauten Niedermoore offene Wasserflächen mit geringer Deckung von *Typha angustifolia* oder *T. latifolia* auf (Abbildung 17). Sie entwickeln sich später in Röhrichte aus *Phragmites australis*, *Glyceria maxima* und *G. fluitans* und nach längerer Zeit etablieren sich Seggen (*Carex* spp.; SCHULZ 2005, TIMMERMANN et al. 2006, STEFFENHAGEN et al. 2008). Eine kontrollierte, langsame Wiedervernässung wie z.B. im Polder Randow-Rustow führt dagegen schneller (innerhalb von 4-8 Jahren) zu weniger nährstoffreichen Bedingungen.

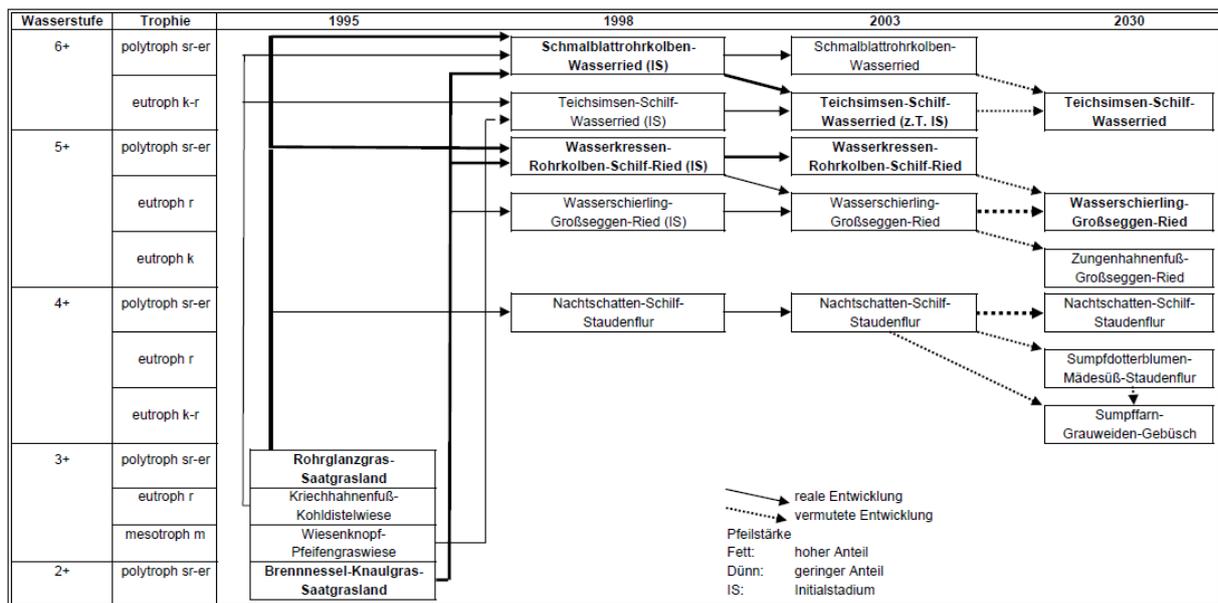


Abbildung 17: Vegetationsentwicklung im Anklamer Stadtbruch (verändert nach SCHULZ 2005).

Die Vogelwelt wiedervernässter Niedermoore ist anfangs aufgrund des leichten Überstaus meist von großen Zahlen rastender Enten und dem Vorkommen der drei „Sumpf-Seeschwalben“ (*Chlidonias* spp.) als reguläre Brutvögel (z.B. SELLIN & SCHIRMEISTER 2004) gekennzeichnet. Wiedervernässte, überstaute Polder haben ein großes Potenzial für Rallen. HEROLD (2012) wies hohe Dichten der Tüpfelralle (*Porzana porzana*), Kleinralle (*P. parva*)

und den ersten Brutnachweis der Zwerggalle (*P. pusilla*) in Ostdeutschland seit 90 Jahren nach. Eine „kontrollierte“, langsame Wiedervernässung führt schon innerhalb von wenigen Jahren zum Vorkommen einer Vielzahl von Annex I-Arten der Vogelschutzrichtlinie (Abbildung 18).

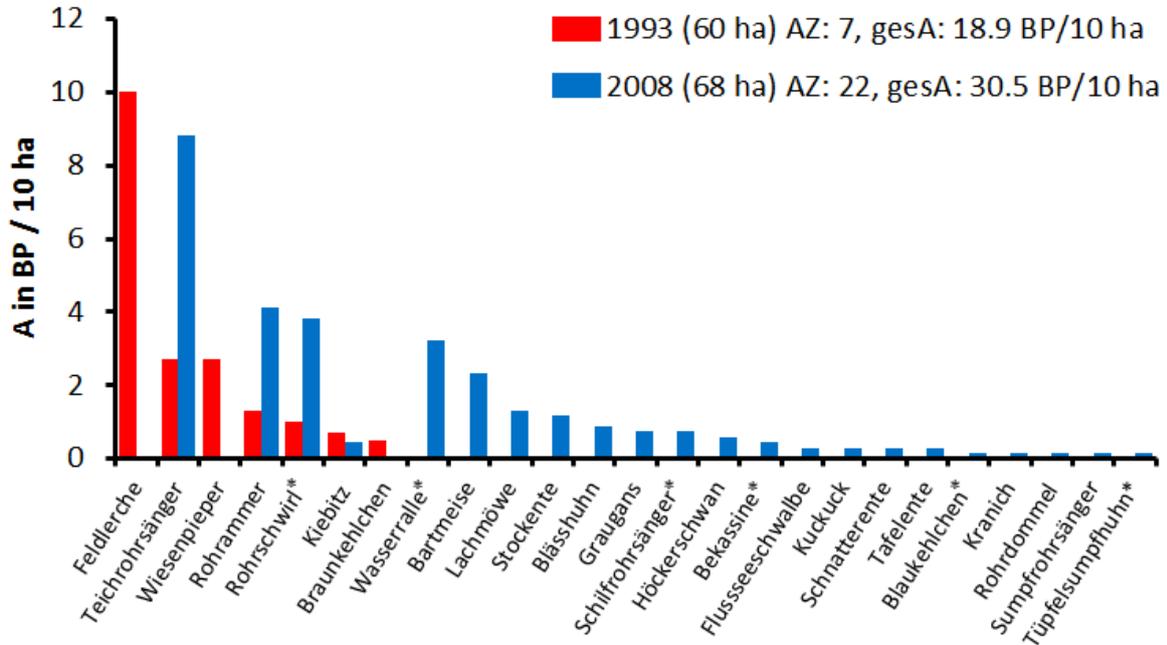


Abbildung 18: Abundanzen der Brutvögel vor und acht Jahre nach der Wiedervernässung im Polder Randow-Rustow, Mecklenburg-Vorpommern (aus HEROLD 2012). * = Leitart der Flusstalmoore, A = Abundanz, BP = Brutpaare, AZ = Artenzahl, gesA = Gesamtabundanz.

Amphibien zeigen in wiedervernässten Niedermooren ebenfalls eine Zunahme der Artenvielfalt und Populationsgröße. VEGELIN et al. (2009) konnten im Polder Randow-Rustow, der in drei Abschnitten schrittweise wiedervernässt wurde, schon im ersten Jahr nach Beginn der Wiedervernässung (2000) sechs wahrscheinlich zuvor nicht vorhandene Amphibienarten nachweisen (Tabelle 21), von denen zwei (Erdkröte und Teichfrosch) bis 2008 stark steigende Anzahlen aufwiesen.

Tabelle 21: Amphibienvorkommen während einer kontrollierten Wiedervernässung in den Jahren 2000-2008 in einer Untersuchungsfläche im Polder Randow-Rustow (VEGELIN et al. 2009).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	FFH	2000	2002	2003	2004	2008
<i>Lissotriton vulgaris</i>	Teichmolch						X
<i>Pelobatus fuscus</i>	Knoblauchkröte	IV		x		x	
<i>Bufo bufo</i>	Erdkröte		x	x	x		X
<i>Hyla arborea</i>	Laubfrosch	IV	x	x	x	x	X
<i>Rana arvalis</i>	Moorfrosch	IV	x	x	x	x	X
<i>Rana temporaria</i>	Grasfrosch		x	x	x	x	X
<i>Rana esculenta</i>	Teichfrosch	V	x	x	x	x	X

Für Arthropoden konnte auf wiedervernässten Küstenüberflutungsmooren in Nordostdeutschland gezeigt werden, dass Käfer (Coleoptera) auf die Änderungen schon im ersten Jahr und Spinnen (Arachnida) im dritten Jahr reagierten (MÜLLER-MOTZFELDT 1997). Auf Vorkommen und Reproduktion von Libellen kann Wiedervernässung einen positiven Einfluss ausüben (MAUERSBERGER et al. 2010). Mobile Arten kolonisieren neues Habitat meist schneller als mehr sedentäre. VEGELIN et al. (2009) konnten allerdings im Polder Randow-Rustow acht Jahre nach Beginn der Wiedervernässung nur sechs ubiquitäre Schmetterlingsarten (Papilionoidea) und kein Vorkommen des Großen Feuerfalters (*Lycaena dispar*) feststellen, obwohl dessen Futterpflanzen großflächig vorhanden waren.

5.6.2 Methodologie

Zur Einschätzung der Veränderung an moortypischer Biodiversität zwischen Referenz- und Projektszenario werden ein kostengünstiges Normalverfahren und ein auf zusätzliche Feldeerhebungen basierendes Premiumverfahren vorgeschlagen. Dabei müssen sowohl die Gewinne als auch die Verluste nach Wiedervernässung betrachtet werden. Im Referenzszenario weisen die Projektflächen in der Regel ein armes, nicht moortypisches Arteninventar auf, das charakteristisch für degradiertes Niedermoor-Grünland ist. Allerdings sind diese Flächen teilweise wichtige Rastgebiete für wandernde Vogelarten (z.B. wurde das Randow-Welse-Bruch insbesondere wegen seiner globalen Bedeutung als Rastgebiet für den Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* mit >14.000 rastenden Individuen und ähnlich hohen Zahlen für Kraniche *Grus grus*, Blässgans *Anser albifrons*, Saatgans *A. fabalis* und Kiebitz *Vanellus vanellus* als Europäisches Vogelschutzgebiet ausgewiesen). Nach Wiedervernässung verlieren solche Gebiete ihre Qualität als Rastgebiet.

Es kann auch zu Artenverlusten aufgrund der Verschiebung der standortinternen Nährstoffverhältnisse kommen (siehe Kapitel 5.2.1). Diesen potenziellen Verlusten, die durch geeignete Flächenauswahl reduziert werden können, stehen zu erwartende Gewinne an moortypischer Biodiversität gegenüber. Daten zu Arten, für die regionale, nationale oder internationale Monitoringpflichten bestehen (z.B. FFH-Anhangs-Arten, siehe z.B. SACHTELEBEN & BEHRENS 2010) sollten bei der Bewertung genutzt werden, sind aber alleine nicht ausreichend.

Die Methodologie zur Erhöhung der moortypischen Biodiversität entspricht weitgehend der Methodologie für die Quantifizierung der THG-Emissionen (Tabelle 3). Sie weicht in den Themen Quantifizierung, Leakage und Monitoring ab (Tabelle 22).

Tabelle 22: Abweichende Inhalte der Methodologie zur Quantifizierung der Erhöhung moortypischer Biodiversität in MoorFutures v. 2.0.

Thema	Vorgaben der MoorFutures
Quantifizierung (MRV)	<p>Normalverfahren: Schätzung mit Hilfe des BEST-Ansatzes (Biodiversity Evaluation Site Type), der regional akzeptierte Methoden der Eingriffsregelung oder anderer Biotopbewertungsverfahren nutzt (Einheit: Biotopwert)</p> <p>Premiumverfahren: Messung der Anzahl von Indikatorarten und Evaluierung mit einem Leitartenmodell (Einheit: Artenzahlen beziehungsweise Punktzahlen)</p> <p>Um Konservativität zu gewährleisten werden (i) im Normalverfahren hohe Schätzwerte im Referenzszenario und niedrige Schätzwerte im Projektszenario verwendet und (ii) der Gewinn an Indikatorarten ex ante unterschätzt außer in Fällen, in denen die Besiedlung sehr</p>

Thema	Vorgaben der MoorFutures
	wahrscheinlich ist (z.B. aufgrund von Vorkommen auf benachbarten Flächen).
Leakage	<p>Aktivitätsverschiebung wird durch die Flächenauswahl und die Schaffung alternativer Einkommensoptionen (Tourismus, Paludikultur, Jagd) vermieden.</p> <p>Marktbedingtes Leakage kann zumindest in der Anfangszeit aufgrund der geringen Flächengröße nicht auftreten.</p> <p>Ökologisches Leakage wird durch Flächenauswahl verhindert, die garantiert, dass Biodiversitätsverluste keine geschützten Arten betreffen.</p> <p>Falls dennoch Leakage auftritt, wird diese quantifiziert und verrechnet.</p>
Monitoring	<p>Normalverfahren: Erneute Schätzung des Projektszenarios alle 10 Jahre.</p> <p>Premiumverfahren: Erneute Kartierung der Indikatorarten alle 10 Jahre.</p>

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV) - BEST-Ansatz

Der BEST-Ansatz (Biodiversity Evaluation Site Type) nutzt, gegebenenfalls leicht abgewandelte, regional akzeptierte Methoden der Eingriffsregelung oder anderer Biotopbewertungsverfahren. Diese unterscheiden sich zwischen den Ländern teilweise erheblich. In Mecklenburg-Vorpommern stellen die „Hinweise zur Eingriffsregelung“ (LUNG 1999) die allgemeine und verbindliche Grundlage für die Bewertung von unvermeidbaren Eingriffen, für die Ableitung des Kompensationsbedarfes sowie für die Bemessung von Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen dar. Eingriff und zugehörige Kompensation sind immer nach demselben, jeweils zutreffenden Regelwerk zu bewerten. Derzeit sind die „Hinweise zur Eingriffsregelung“ in Überarbeitung und eine neue Version erscheint voraussichtlich Ende 2013 (D. WEIER mündl. Mitt.).

In der Eingriffsregelung wird die *Eingriffsfläche* auf Basis der Biotoptypen und ihrer besonderen Funktionen für Natur und Landschaft in einer Wertstufe bewertet und ein Kompensationsbedarf (Kompensationsflächenäquivalent) abgeleitet. Diesem wird ein Kompensationsflächenäquivalent der geplanten *Kompensationsmaßnahmen* gegenübergestellt. Eine additive Berücksichtigung faunistischer Sonderfunktionen ist zwar grundsätzlich möglich, wird aber zumindest in Mecklenburg-Vorpommern in der Praxis nicht oder kaum angewendet. Bei der Anwendung im Rahmen von MoorFutures wird der Bewertung der *Ausgangsfläche* ohne Wiedervernässung (Referenzszenario) die Bewertung der *Projektfläche nach Wiedervernässung* (Projektszenario) gegenübergestellt (Tabelle 23).

Tabelle 23: Biodiversitätsbewertung in der Eingriffsregelung nach LUNG (1999) und in MoorFutures v. 2.0.

Eingriffsregelung	MoorFutures
Bewertung der Eingriffsfläche und Ableitung des Kompensationsbedarfs	Bewertung der Ausgangsfläche ohne Wiedervernässung (Referenzszenario)
Bewertung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen	Bewertung der Fläche nach Wiedervernässung (Projektszenario)
Einheit: Kompensationspunkte, Kompensationsäquivalent	Einheit: Biotopwert, mit Kompensationsflächenäquivalent hinterlegt

Die Bestimmung des Biotoptyps ist anhand der für die Ermittlung der GEST erhobenen Vegetationsdaten möglich, d.h. es ist keine zusätzliche Datenerhebung für die Verwendung des BEST-Ansatzes notwendig. Moortypische Biotoptypen sind in den geltenden Biotopwertverfahren mit eigenen Biotoptypen vertreten (Tabelle 24).

Tabelle 24: Beispiele für Biotoptypen auf Moorböden in den Biotopwertverfahren der Eingriffsregelung in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 1999) und in Nordrhein-Westfalen (LANUV 2013). * = die Wertstufen (1-4) setzen sich aus Regenerationsfähigkeit; Vorkommen gefährdeter Biotoptypen nach Roter Liste, typischer Artenausstattung, Vorkommen gefährdeter Arten u.a. zusammen; hier typische Werte.

Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 1999)		Nordrhein-Westfalen (LANUV 2013)	
Biotoptyp	Wertstufe	Biotoptyp	Biotopwert
9.3.1 Intensivgrünland auf Moorstandorten	0	Wirtschaftsgrünland	2-4
9.1 Feucht- und Nassgrünland	2	Artenreiche Mähwiese	5-7
6.1 Großseggenried	2	Röhricht, Klein- und Großseggenried	6-8
6.2 Röhricht	2		
7.3 Naturnahes Basen- und Kalkzwischenmoor	4	Moor	8-10

Erläuterungen zur Quantifizierung (MRV) - Messung und Evaluierung mit Leitartenmodell

Leitartenmodelle zur Bewertung von Mooren liegen für NO-Deutschland bisher für Vögel und Arthropoden vor. Für Gefäßpflanzen/Moose könnte ein solches Modell anhand vorliegender Daten (s. unten) entwickelt werden; für Amphibien besteht ebenfalls Entwicklungsbedarf.

Gefäßpflanzen/Moose: Für diese Gruppen liegen für NO-Deutschland fein differenzierte Standortdaten vor, die als Biodiversitätsindikator verwendet werden können (SUCCOW 1988 und SUCCOW & JOOSTEN 2001). Darauf und auf umfangreiche Monitoringdaten von wiedervernässten Mooren aufbauend könnte ein Bewertungsmodell für die Effekte der Wiedervernässung entwickelt werden. Dies könnte in einer vereinfachten Form wahrscheinlich auch auf FFH-Lebensraumtypen aufbauen.

Vögel und Arthropoden: GÖRN & FISCHER (2011) haben ein faunistisches Leitartenmodell und Bewertungsverfahren für Niedermoore Nordostdeutschlands entwickelt. Es berücksichtigt die Vorkommen der Artengruppen Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken und Vögel. Diese Auswahl ergab sich aufgrund folgender Kriterien (nach GÖRN & FISCHER 2011):

- relativ leichte Erfass- und Bestimmbarkeit,
- Vorhandensein standardisierter Erfassungsmethoden (z.B. MITSCHKE et al. 2005, WRANIK et al. 2008),
- hoher indikatorischer Wert durch sehr gut bekannte Ökologie (z.B. BLAB & KUDRNA 1982, FLADE 1994),
- Eignung der Taxa zur Bewertung auf unterschiedlichen räumlichen Skalen (Laufkäfer: Biotop; Heuschrecken: Biotop bis Biotopkomplex; Tagfalter: Biotopkomplex; Vögel: Biotopkomplex bis Landschaft),
- Relevanz durch hohe Repräsentanz potenzieller Indikatorarten in Mooren,

- nach Möglichkeit Taxa, die Sympathieträger sind.

Von den in Vorpommern vorkommenden Listen wurden nur Arten weiter berücksichtigt, welche in für Niedermoorstandorte typischen Biotoptypen vorkommen (andere Arten, wie z.B. eurytope oder biotopfremde, fanden somit keine Berücksichtigung):

- Laufkäfer mit Haupt- oder Nebenvorkommen in den Lebensraumtypen nährstoffarme Niedermoore und Kleinseggensümpfe, Großseggenriede und Röhrichte, feuchte und nasse Hochstaudenfluren und/oder Feucht- und Nassgrünland (GAC 2009);
- Tagfalter, die den Gruppen „hygrophile Offenlandarten“ und/oder „Tyrphophile im weiteren Sinn“ angehören (BLAB & KUDRNA 1982);
- Heuschrecken mit Vorkommen in den Lebensraumtypen Moore, Nass- oder Feuchtwiesen (WRANIK et al. 2008);
- Vögel, die Leitarten für die Lebensraumtypen Röhrichte, Großseggenriede, Feuchtwiesen, Niedermoore/Auen und Nassbrachen darstellen (FLADE 1994).

Insgesamt wurden 158 Arten (81 Laufkäfer, 26 Tagfalter, 12 Heuschrecken und 39 Vögel) als potenzielle Indikatoren für das Untersuchungsgebiet (Altkreise Nordvorpommern, Ostvorpommern, Uecker-Randow und Demmin) identifiziert. Diesen lebensraumtypischen *Arten* wurde auf Basis der Kriterien (1) Verbreitung (inkl. Häufigkeit für Laufkäfer und Tagfalter), (2) nationaler (landes- und bundesweiter) Gefährdungsgrad, und (3) internationaler Gefährdungsgrad ein spezifischer Punktwert von 1 bis 100 zugewiesen. Die Bewertung eines Lebensraumes erfolgt zunächst grundsätzlich getrennt nach Artengruppe (Brutvögel, Tagfalter, Heuschrecken, Laufkäfer). Basierend auf den spezifischen Punktwerten der nachgewiesenen Arten wird die Punktsumme für jeden Lebensraum errechnet. Zur Einschätzung der Bedeutung einzelner *Flächen* gilt: ≤ 32 Punkte lokale Bedeutung; 33-66 regionale Bedeutung; 67-99 landesweite Bedeutung; ≥ 100 bundesweite Bedeutung. Falls für die Bewertung eines Lebensraumes mehrere Artengruppen herangezogen werden sollen, wird folgendes Vorgehen vorgeschlagen: Die Punktsummen der jeweiligen Artengruppen werden addiert und die oben genannten Punktspannen zur Beurteilung der Flächenbedeutsamkeit mit der Anzahl der einbezogenen Artengruppen multipliziert (bei zwei Artengruppen z.B.: ≤ 64 Punkte lokale Bedeutung etc.). Hiermit wird der höheren Anzahl an insgesamt zur Verfügung stehenden Indikatorarten Rechnung getragen. Damit bei diesem Vorgang Arten mit international bedeutsamen Vorkommen nicht ihren herausragenden Stellenwert verlieren, wird deren Punktwert ebenfalls mit der Anzahl der einbezogenen Artengruppen multipliziert (bei zwei Artengruppen = 200 Punkte). Diese Korrektur bewirkt, dass das Vorkommen einer international bedeutsamen Art weiterhin zu einer bundesweiten Bedeutung des jeweiligen Biotops führt. Analog wird mit bundesweit vom Aussterben bedrohten, beziehungsweise verschollenen/ausgestorbenen Arten verfahren, wobei hier eine Aufwertung um 50 % pro zusätzlich untersuchter Artengruppe erfolgt (bei zwei Artengruppen also 75 statt 50 Punkte) (GÖRN & FISCHER 2011).

Wesentliche Vorteile dieses Verfahrens sind nach GÖRN & FISCHER (2011) u.a.

- Berücksichtigung nur von lebensraumtypischen Arten (keine Ubiquisten oder „Biotopfremde“, da für die Bewertung ungeeignet)

- Additivität des Bewertungssystems (keine Mittelwertbildung, da diese die Vollständigkeit einer Zönose nicht berücksichtigen)
- Einrechnung der Gefährdung der betreffenden Arten im internationalen Maßstab sowie der Schutzverantwortung Deutschlands.

Allerdings erfordert das Verfahren die Erhebung umfangreicher Monitoringdaten. Für die einzelnen Artengruppen werden folgende Monitoringverfahren empfohlen: Brutvögel dreimal jährlich; Tagfalter einmal Mai/Juni und einmal August/September, Heuschrecken dreimal jährlich, Laufkäfer über einen langen Erfassungszeitraum. Bei einer Nutzung in MoorFutures v. 2.0 kann zur Vereinfachung und Kostenreduzierung auch statt der Erfassung ganzer Artenkollektive die Erfassung einer reduzierten Anzahl von Zielarten erfolgen. Kriterien für deren Auswahl sind noch zu entwickeln.

Amphibien: Für diese Gruppe existiert derzeit kein Leitartenmodell zur Bewertung der Effekte von Wiedervernässung in NO-Deutschland.

Vergleich der Verfahren: Im Normalverfahren sind die Kosten für das Monitoring sehr niedrig, da die Einschätzung der Biotoptypen anhand der für die GEST-Kartierung erstellten Vegetationskarten erfolgen kann. Allerdings stellt das Verfahren der Eingriffsregelung in derzeitiger Ausprägung ein sehr willkürliches und stark vom Bearbeiter abhängiges Verfahren dar. Daher ist grundsätzlich eine zusätzliche Bewertung nach dem Premiumverfahren (vollständig oder auf bestimmte Artengruppen reduziert) anzustreben. Hierbei fallen zusätzliche Kosten für faunistische Datenerhebung an, dafür entsteht aber auch ein deutlich schärferes und reproduzierbares Ergebnis. Eine regelmäßige Erhebung faunistischer Daten zu Indikatorarten würde zudem sicherstellen, dass MoorFutures ein höheres Potenzial erlangt, neben dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt auch auf dem, sich seit einigen Jahren zunehmend entwickelnden „Biodiversitätsmarkt“ Fuß zu fassen. Von allen betrachteten Zusatzeffekten ist dies derjenige, der, vor dem Hintergrund der zunehmenden CSR-Bemühungen umweltbewusster Unternehmen, aufgrund seiner Anschaulichkeit und Greifbarkeit, wahrscheinlich die größte Nachfrage erlangen dürfte. Die begleitende Datenerhebung sollte auch für Begleitforschung zur Weiterentwicklung der Methodologie und gegebenenfalls als Ko-Finanzierung für Forschungsvorhaben genutzt werden.

5.6.3 Ergebnisse für Polder Kieve

Datengrundlage: Im Polder Kieve wurde bisher nur eine Vegetationskartierung (2010) für die Abschätzung der GEST erhoben; faunistische Daten wurden bisher nicht systematisch erfasst. Es liegen allerdings sporadische ornithologische Erfassungen vor (siehe unten).

Schätzung mit BEST-Ansatz: Anhand der zur Bestimmung der THG-Emissionsreduktion verwendeten Vegetationseinschätzung (siehe Tabelle 5) ergibt die Schätzung einen Biotopwert von 0 (Flächenäquivalent 0 ha) im Referenzszenario, einen mittleren Biotopwert von 0,56 (Flächenäquivalent 30,5 ha) im alternativen Referenzszenario und einen mittleren Biotopwert von 2,52 (Flächenäquivalent 137,6 ha) im Projektszenario (Tabelle 25). Durch die Wiedervernässung wird also im Vergleich zum Referenzszenario beziehungsweise zum alternativen Referenzszenario eine Aufwertung um 2,52 beziehungsweise 1,96 Biotopwertpunkte erreicht.

Tabelle 25: Einschätzung der Biodiversität in Polder Kieve in Referenzszenario, alternativem Referenzszenario und Projektszenario mittels BEST-Ansatz (Bezug: LUNG 1999). * = aufgrund Verbundfunktion, Landschaftsbild und Vorkommen wertgebender Arten.

Biotoptyp	Fläche (ha)	Wertstufe	Kompensationswertzahl	Biotopwert	Flächenäquivalent (ha)
Referenzszenario					
9.3.1 Intensivgrünland auf Moorstandorten	54,5	0	0-0,9	0	0
Mittelwert/Summe				0	0
Alternatives Referenzszenario					
9.3.1 Intensivgrünland auf Moorstandorten	39,2	0	0-0,9	0	0
6.4.2 Hochstaudenflur feuchter Moor- und Sumpfstandorte	10,1	1	1-1,5	1,5*	15,2
6.1 Großseggenried beziehungsweise 6.2 Röhricht	5,1	2	2-3,5	3*	15,3
Mittelwert/Summe				0,56	30,5
Projektszenario					
6.1 Großseggenried beziehungsweise 6.2 Röhricht	25,5	2	2-3,5	3*	76,5
6.1 Großseggenried beziehungsweise 6.2 Röhricht	11,7	2	2-3,5	3*	35,1
6.4.2 Hochstaudenflur feuchter Moor- und Sumpfstandorte	17,3	1	1-1,5	1,5*	26,0
Mittelwert/Summe				2,52	137,6

Evaluierung mit Leitartenmodell: Eine Bewertung des Polders Kieve nach dieser Bewertungsmethodik ist derzeit aufgrund fehlender Bewertungsmodelle beziehungsweise Daten nicht möglich. Für *Gefäßpflanzen/Moose* liegen nur Kartierdaten aus dem Jahr 2010 vor, die schon erhöhte Wasserstände widerspiegeln. Bei einer vorliegenden Kartierung im entwässerten Zustand könnte diese als Referenzszenario mit einem Projektszenario verglichen werden und anhand eines (derzeit nicht verfügbaren) Leitartenmodells bewertet werden. Für *Vögel* und *Arthropoden* liegt ein Leitartenmodell für die Region vor und unsystematische Beobachtungen aus den Jahren 2012 und 2013 (Tabelle 26). Sie spiegeln zumeist einen Übergangszustand mit hohen Wasserständen in den ersten Jahren nach Wiedervernässung wider.

Tabelle 26: Vogelvorkommen 2012 und 2013 im Polder Kieve (unsystematische Beobachtungen; * = SCHWARZ & BOLDT 2012).

	Beobachtungen 2012 R. Schwarz	Beobachtungen 2013 W. & S. Marquardt	29.05.2013, Daten B. Holsten
Höckerschwan	12.01. 2 Ind.	Brut, 5 juv.	2 Ind.

	Beobachtungen 2012 R. Schwarz	Beobachtungen 2013 W. & S. Marquardt	29.05.2013, Daten B. Holsten
Singschwan	28.02. 7 Ind. und später Schlafplatz 47 Ind.	01/13 64-136 Ind.	
Zwergschwan		Wintergast	
Blässgans		x	
Saatgans		x	
Graugans		Brut	
Schnatterente		Brutverdacht, 08.08. ca. 30 Ind.	ca. 15 Ind.
Stockente		Brut, am 08.08. ca. 200 Ind.	ca. 15 Ind.
Reiherente			1,1
Pfeifente		x	
Löffelente		4 Ind. zur Brutzeit	
Knäkente		x	
Tafelente		x	
Krickente		08.08. z.B. 30 Ind.	
Blessralle		Brut (mind. 3 BP)	3 Ind.
Rothalstaucher		BP mit juv.	
Graureiher		ständig da (07.08. 13 Ind.)	1 Ind.
Silberreiher	31.10. 1 Ind.	29.06. 2 Ind.	1 Ind.
Kranich	09.01. 2 Ind., 12.01. 4 Ind., 22.01. 25 Ind., 21.10. 600 Ind., 27.10. 15 Ind. rastend*; 19.01. 1 BP	Schlafplatz, 07.08. 90 Ind.	2 Ind.; 1 wahrscheinlich brütend
Kiebitz	09.01. 310 Ind., 12.01. 385 Ind., 15.01. 16 Ind., 20.01. 130 Ind., 25.02. 2 Ind., 5.10. 800 (mit angrenzenden Wiesen)	mind. 3 BP	4 Ind.
Kampfläufer		16.06., 23.06.13, 08.08.; max. 5 Ind.	
Dunkler Wasserläufer		04.08.13; max. 2 Ind.	
Bruchwasserläufer		26.06., 08.08.; max. 2 Ind.	
Bekassine		x	
Seeadler	25.02. 1 Paar überfliegend		
Fischadler		x	
Rohrweihe		x	
Braunkehlchen		x	1 Ind.
Teichrohrsänger		x	
Drosselrohrsänger		x	
Rohrammer		x	

Um die Bewertungsmethode nach GÖRN & FISCHER (2011) anhand von Vogelarten zu demonstrieren, werden in Tabelle 27 im Referenzszenario typische Werte für intensiv genutzte und entwässerte Polder in Vorpommern (nach HEROLD 2012) und im Projektszenario (mit/ohne Nutzung) Annahmen, die nach den Erfahrungen in Vorpommern (HEROLD 2012) und den unsystematisch erhobenen ornithologischen Daten (Tabelle 26) realistisch erscheinen, verwendet. Im Projektszenario mit Nutzung wird eine Mähnutzung angenommen.

Tabelle 27: Vorkommen und Evaluierung nach GÖRN & FISCHER (2011) von Vogelarten im Polder Kieve anhand von hypothetischen Szenarien. 0-35 = Vorkommen (nur qualitativ) und Punktzahl der Art, - = kein Vorkommen.

Artname	Referenzszenario	Projektszenario, ohne Nutzung	Projektszenario, mit Nutzung
Feldlerche	0	-	-
Teichrohrsänger	1	-	-
Wiesenpieper	0	-	-
Rohrschwirl	2	-	-
Kiebitz	20	20	20
Schilfrohrsänger	-	5	5
Wachtelkönig	-	-	10
Bekassine	-	35	35
Kranich	-	1	1
Rotschenkel	-	-	20
Summe der Punktzahlen für die Fläche	23	61	91
Bedeutung	lokal	regional	landesweit

Für *Amphibien* liegen weder ein Leitartenmodell noch Referenz-Daten vor.

6 Herausforderungen für die Weiterentwicklung

6.1 Standard

Der MoorFutures Standard in der Version 1.0 basiert auf anerkannten und erprobten Kriterien und Anforderungen für Emissionsreduktionsprojekte im Landnutzungssektor (Kapitel 3). Als solches ist die Übertragbarkeit des MoorFutures Standards für Emissionsreduktionsprojekte grundsätzlich gegeben. Die Kriterien für Emissionsreduktionsprojekte wurden auf zusätzliche ÖDL und Biodiversität übertragen und für die konkrete Einschätzung im Projektgebiet im Polder Kieve angewandt. Wie der VCS-Standard sollte auch der MoorFutures-Standard nicht als statisches Gebilde aufgefasst werden. Bisher war es üblich, ökologische und soziale Aspekte zusätzlich zu zertifizieren (z.B. CCBA-Standard). Die Integration ökologischer und sozialer Aspekte in einen vorhandenen Standard für die Generierung von Kohlenstoffzertifikaten ist ein Novum, das weiterentwickelt werden muss. Für die Etablierung des MoorFutures-Standards in der Version 2.0 müssen die für Polder Kieve entwickelten Ansätze an anderen Standorten geprüft und gegebenenfalls angepasst werden. Die Auseinandersetzung mit konkreten Projektgebieten bietet die Grundlage für eine fortwährende Schärfung und Vertiefung des integrierten Standards.

Die Wiedervernässung des Polders Kieve erweist sich als positiv für alle betrachteten Zusatzeffekte. Dies muss nicht zwangsläufig der Fall sein. In anderen Moortypen und an anderen Standorten kann das Kriterium der Nachhaltigkeit (Verschlechterungsverbot) nicht immer eingehalten werden. Wenn zum Beispiel ein eingedeichtes Moor in einem Hochwasserrisiko-gebiet wiedervernässt wird, verringert sich das Hochwasserretentionsvermögen und diese ÖDL wird beeinträchtigt. Auch Biodiversitätswerte können bei Wiedervernässung gegebenenfalls beeinträchtigt werden. Andererseits wird ein mit einer Wiedervernässung einhergehende Emissionsreduktion immer zu erhöhtem N-Rückhalt, erhöhter Verdunstungskühlung und erhöhter Grundwasseranreicherung führen. Inwieweit und wie das Kriterium der Nachhaltigkeit (Verschlechterungsverbot) im Hinblick auf Zielkonflikte zwischen ÖDL in den Standard integriert werden kann ist noch nicht geklärt und bedarf der weiteren Erforschung.

Die weiteren vielfältigen Facetten der Nachhaltigkeit betreffen nicht nur die Sicherung von Einkommensmöglichkeiten, sondern umfassen auch die langfristige Sicherung der Produktionsgrundlagen. Für die landwirtschaftliche Moornutzung ist die im Bundesbodenschutzgesetz geforderte Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und der Leistungsfähigkeit des Bodens zu gewährleisten. Klärungsbedarf besteht somit in dem Zusammenspiel des MoorFutures-Standards mit vorhandenen gesetzlichen Regelungen und agrarpolitischen Rahmenbedingungen (z.B. Gute fachliche Praxis, Cross Compliance). Ein weiterer zu betrachtender Aspekt ist die Einbindung von land- und forstwirtschaftlicher Nutzung der wiedervernässten Flächen (Paludikultur) in den Standard.

Auch wenn das Kriterium der Nachhaltigkeit (Verschlechterungsverbot) eingehalten wird, führt eine Umsetzung zur Optimierung einer ÖDL nicht unbedingt zur Optimierung der anderen ÖDL. Diese Ziel- und Nutzungskonflikte („trade-offs“) sollten bei der Weiterentwicklung des Standards berücksichtigt werden. Es wäre theoretisch denkbar, ein Set von Standards zu etablieren, wobei einzelne (Sub-)Standards für Projekte zur Optimierung einzelner ÖDL angewendet werden, alle (Sub-)Standards aber unter einem „Meta-Standard“ geführt werden.

Nicht nur zwischen den Zusatzeffekten, aber auch innerhalb einzelner Effekte gibt es Konfliktpotenziale, zum Beispiel bei der Abwägung welcher (Roten Listen) Art einen höheren Wert in Biodiversitätseinschätzungen beigemessen werden sollte. Hierbei geht es vorrangig darum eine Schärfung der Beurteilung der einzelnen zusätzlichen Effekte zu erreichen. Die Beurteilung der Emissionsreduktion hat eine solche Schärfung bereits erfahren, als man sich darauf geeinigt hat, dass die unterschiedlichen Treibhauspotenziale unterschiedlicher Gase als deren Effekt über einen Zeitraum von 100 Jahren dargestellt werden. Mit dieser Konvention wurde es möglich, unterschiedliche Klimawirkungen der einzelnen THG zu vergleichen und einheitlich zu bewerten (MICHAELIS 1997).

Für die Zusatzeffekte steht eine solche Standardisierung der Messlatte (Metrik) noch aus. Eine metrische Standardisierung ist einfach, wenn der Effekt unabhängig ist von der räumlichen Situation, in der er erbracht wird, und eindimensional ist (oder so betrachtet werden kann). So ist es für das Weltklima irrelevant wo die Emissionsreduktion erbracht wird. Die meisten ÖDL sind aber raum-zeitlich explizit, d.h. sie entstehen in einem räumlich und zeitlich bestimmten Kontext. Solche ÖDL können nicht unabhängig von diesem Kontext bewertet werden: ändert sich der Kontext, ändern sich die Werte. Auch die Parametrisierung in einen einfachen Wert auf einer Messlatte ist nicht für alle ÖDL gleich einfach.

Eine Kommodifizierung, also eine Inwertsetzung als marktfähiges Gut, der ÖDL für den Klimaschutz wurde möglich, weil man sich auf verbindliche globale oder regionale THG-Reduktionsziele geeinigt hat und entsprechende ökonomische Instrumente für die Zielerreichung (z.B. Ökosteuern, Europäisches Emissionshandelssystem) errichtet hat. Durch eine Entbündelung der ÖDL können auch die anderen ÖDL am Markt in Wert gesetzt werden. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist, dass am freiwilligen ÖDL-Markt ein Marktpotenzial und eine Zahlungsbereitschaft dafür vorhanden sind. Bei der Weiterentwicklung des MoorFutures-Standards ist zu prüfen, ob diese wichtigen Voraussetzungen erfüllt werden können. Dabei ist auch zu prüfen, wie die Preisgestaltung bei einer eigenständigen Vermarktung der einzelnen ÖDL erfolgen kann.

6.2 Methodologien

Neben die Konkretisierung der Kriterien des Standards muss die Anwendbarkeit der vorgeschlagenen Methodologien in allen wichtigen, für Moorwiedervernässung im Rahmen der MoorFutures in Frage kommenden Moortypen geprüft werden. Eine solche Konkretisierung und Verbesserung der Methodologien ist die Grundlage für den Übergang von MoorFutures v. 1.0 als „Kohlenstoff“-Standard zu einer Version 2.0 als „Kohlenstoff+“-Standard, der zusätzliche Effekte abbildet und möglichst quantifiziert. Wesentliche Richtungen in der Weiterentwicklung der Methoden und bezüglich der Flächenauswahl sind in den folgenden Kapiteln für die einzelnen Zusatzeffekte der MoorFutures v. 2.0 dargestellt. Die Anwendung anderer Methodologien als die hier verwendeten sollte unter dem Gesichtspunkt der aufgestellten Kriterien ebenfalls geprüft werden. Dies betrifft auch die im Rahmen des F+E-Vorhabens "Moorschutz in Deutschland" (2011-2014; <http://www.moorschutz-deutschland.de>) zu entwickelnden Methoden zur Quantifizierung und Monitoring von Emissionsreduktionen und weiteren ÖDL im Zusammenhang mit der Wiedervernässung von Mooren.

6.2.1 Treibhausgasemissionsreduktion

Vegetation ist im Allgemeinen ein guter Indikator für den Wasserstand. In stark überformten Systemen ist die Art der Landnutzung (in Kombination mit Wasserstandsdaten) ein besserer Indikator, da die Vegetation weitgehend verändert und somit nicht notwendigerweise indikativ für die abiotischen Standortbedingungen vor Ort ist. GESTs sind sowohl für tief entwässerte als auch für nasse Bedingungen klar definiert. Eine weniger deutliche Indikation besteht für die zwischenliegenden Grundwasserstandshöhen. Hier kann jedoch auf die Beziehung zwischen CO₂-Fluss und Grundwasserstand zurückgegriffen werden, die gut definiert ist. Tatsächliche Wasserstandsmessungen sind manchmal erforderlich, aber ohne viel Anstrengung und Aufwand durchführbar. Die CO₂-Emissionen aus Gräben sind erheblich, werden jedoch in der aktuellen GEST nicht angesprochen. Es kann opportun sein, diese Flüsse zu quantifizieren und zu bilanzieren.

Der aktuelle GEST-Ansatz vernachlässigt die potenziellen Torfbildung-Kohlenstoffsinken konservativ, weil es schwer vorhersagbar und nachweisbar ist, ob sich tatsächlich eine Senke entwickelt. Die Vegetationsansiedlung auf vorher vegetationsfreien Torfboden könnte jedoch auf einfache Weise in Betracht gezogen werden.

Methanemissionen sind eindeutig von Grundwasserstand und Vegetation abhängig. Mehr Einsicht ist erwünscht darüber, wie und welche Vegetationstypen die Methanflüsse bestimmen. So ist es für einige Röhrichtarten bis jetzt unklar, ob und wann sie als „shunts“ funktionieren. Episodische Methanverluste durch Blasenbildung („Ebullition“) werden noch nicht bewertet. Methanpeaks, wie sie gelegentlich nach Wiedervernässung beobachtet werden, hängen weitgehend mit der Flutung intensiv landwirtschaftlich genutzter Standorte und der Entstehung hocheutropher Flachwasserseen zusammen. Forschungsergebnisse der Universität Rostock zeigen, dass sich die Flüsse in den folgenden Jahren verringern (GLATZEL et al. 2011). Bessere Schätzwerte für die Dauer und Höher initialer Methanpeaks sind wünschenswert.

Auf nicht gefluteten Standorten sind die Methanpeaks sehr viel weniger ausgeprägt. Im Gegensatz zu eutrophierten, vorher landwirtschaftlich genutzten Flächen führt die Wiedervernässung von (weitgehend) vegetationsfreien Torfstandorten nach Torfabbau eher zu niedrigen CH₄-Emissionen, die mit der Zeit zunehmen, wenn die Vegetation sich etabliert. Die aktuelle Metaanalyse des IPCC (IPCC in prep.) ergab, dass die CH₄-Emissionen im Laufe der Zeit gleich/ähnlich hoch wie die von nie entwässerten Moorstandorten werden. Wie CO₂ sind die CH₄-Emissionen von Entwässerungsgräben erheblich im Vergleich zu denen aus den zwischenliegenden entwässerten Flächen. Diese Flüsse werden jedoch konservativ nicht im vorliegenden MoorFutures-Standard bilanziert.

Mit Vegetation (und Landnutzung) als wichtigste Indikatoren kann der GEST Ansatz die erwarteten THG-Flüsse robust und in einer transparenten Art und Weise darstellen. Die Projektdokumentation muss *ex ante* die Vegetationsentwicklung auf Basis der Bedingungen vor Wiedervernässung und des Potenzials der Pflanzenarten, sich nach Wiedervernässung im Projektgebiet zu etablieren, einschätzen.

Weitere Sukzessionsforschung in entwässerten und wiedervernässten Moore ist gewünscht, um die Vorhersage der Vegetationsentwicklung und der davon abgeleiteten THG-Flüsse sowohl im Referenz- als im Projektszenario zu verbessern. Diesbezügliche Modellentwicklung wird auch eine weitere Objektivierung der Ergebnisse erlauben.

Monitoring muss regelmäßig durchgeführt werden, um die Entwicklung nach Wiedervernässung zu verifizieren und die weitere Projektion – wo notwendig – zu korrigieren. Dabei müssen die Monitoring-Ergebnisse in einer transparenten Weise vorgelegt werden. Derzeit basiert die Verifizierung der *ex ante* Emissionsminderungsschätzungen auf wiederholten GEST-(Vegetations-)Kartierungen (d.h. Vegetationsmonitoring). Darüber hinaus könnten direkte Gasflussmessungen durchgeführt werden, obwohl diese generell zu teuer sind um aus den Einnahmen aus dem Verkauf der Kohlenstoffzertifikaten finanziert zu werden (siehe oben). Zusätzliche Daten aus Literatur, die nach Projektstart verfügbar wird, können verwendet werden, um die Klimavorteile zu überprüfen und möglicherweise besser zu bestimmen (siehe unten). Auch direkte Grundwasserstandsmessungen könnten eine reelle Option sein, fordern aber eine optimale Stratifizierung des Projektgebietes auf Basis von Geländehöhe und Wiedervernässungsaussichten und eine entsprechend detaillierte Monitoringstrategie.

Die Risikoreserve wurde durch einen stark konservativen Ansatz in den Szenarien gebildet. Eine geregelte Zurückhaltung von Zertifikaten, wie durch VCS angewendet, könnte stattdessen als bevorzugter Weg gesehen werden, sobald das Projektportfolio eine gewisse Größe erreicht hat und ausreichend Erfahrung dahingehend vorliegt, wie viele Zertifikate als Risikoreserven pro Projekt notwendig und sinnvoll sind. Leakage wird bisher gezielt durch Flächenauswahl vermieden. Eine methodologische Einbettung von Leakage würde es ermöglichen Verluste zu quantifizieren und auch Flächen in Betracht zu ziehen, für die Leakage nicht ausgeschlossen werden kann.

6.2.2 Wasserqualitätsverbesserung

Mit WETTRANS wurde eine bewährte Methode zur Einschätzung der N-Rückhalte angewendet und der NEST-Ansatz bietet eine starke Vereinfachung dieser Methode, die zu stark konservativen Schätzungen der N-Rückhalte nach der Wiedervernässung führt. Ein Entscheidungsunterstützungssystem für die Anwendung des NEST-Ansatzes und von WETTRANS wäre wünschenswert. Mit PRisiko steht ein Modell zur Einschätzung der P-Freisetzen nach der Wiedervernässung zur Verfügung. Ein an den NEST-Ansatz angelehnte Vereinfachung dieses Modells gibt es bisher nicht.

Einige Aspekte der betrachteten Stoffkreisläufe wurden bisher nicht berücksichtigt. Ein Verfahren für die Bewertung der Verringerung der Stickstoffeinträge auf die nachfolgenden Wasserkörper fehlt bisher und die dauerhafte Speicherung von P in Seen blieb bisher ebenfalls unberücksichtigt. In bewaldeten Mooren oder sauren Niedermooren kommt bezüglich der Wasserqualität anderen hydrochemischen Komponenten wie pH-Wert und Dissolved Organic Carbon (DOC) und Sulfat SO_4^{2-} -Gehalt größere Bedeutung zu, die dort durch weiterentwickelte Verfahren besser berücksichtigt werden sollten.

Für die Verringerung der Nährstoffausträge ins Oberflächenwasser ergibt sich aus der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der EU-Meeressstrategierahmenrichtlinie ein hoher Handlungsbedarf. Der regionale und lokale Handlungsbedarf kann aus dem Überschreiten der physikochemischen Orientierungswerte, die für die Zustandsbewertung der Wasserrahmenrichtlinie verwendet werden, ermittelt werden und als Unterstützung bei der Flächenauswahl herangezogen werden.

Die Wiedervernässung von Mooren trägt dazu bei, deren ursprüngliche Funktion als Nährstoffsенke im Landschaftsstoffhaushalt wiederherzustellen. Für den N-Rückhalt sind vor al-

lem Überflutungsmoore, Verlandungsmoore und grundwassergeprägte Quellmoore besonders geeignet. Für die Verbesserung des P-Rückhalts ist die Wiederherstellung eines ungestörten Überflutungsregimes notwendig.

6.2.3 Hochwasserrückhalt

Die Bewertung des Hochwasserrückhalts hängt stark von der verfügbaren Datengrundlage ab. Im Einzelnen sind dies digitale Geländemodelle (DGM) und Bemessungswasserspiegel-lagen. Für das Premiumverfahren sind darüber hinaus Gerinnequerschnitte in einer ausreichenden Auflösung (mindestens ein Querschnitt pro 100 m) und, darauf basierend, hydrodynamische Modelle erforderlich. Daher ist bei den zuständigen Landesbehörden zu ermitteln, für welche Gewässer(-abschnitte) die notwendigen Daten vorliegen. Beispielsweise werden derzeit in Mecklenburg-Vorpommern Hochwassergefahren-/Hochwasserrisikokarten erarbeitet. In dem Zuge werden die für das Normalverfahren genannten Datengrundlagen für Gewässer I. und II. Ordnung erhoben. Es ist denkbar, dass zum Teil auch die Grundlagen für das Premiumverfahren verfügbar sein werden. Für Gewässer geringerer Ordnung, die beim Hochwasserrisikomanagement nicht berücksichtigt werden müssen, ist davon auszugehen, dass diese für Hochwasserrückhalt im norddeutschen Tiefland nicht relevant sind.

6.2.4 Grundwasseranreicherung

Wegen flächendeckender Melioration in der Vergangenheit sind die Grundwasserstände im norddeutschen Tiefland insgesamt abgesunken. Wiedervernässungsmaßnahmen hätten vorerst eher lokale Effekte auf den Grundwasserstand der Umgebung. In der Summe können Wiedervernässungsmaßnahmen aber auch auf der regionalen Ebene wirkungsvoll werden. Somit könnte man bei der Flächenauswahl darüber nachdenken, dass mehrere Wiedervernässungen im Einflussbereich desselben Grundwasserleiters den Rückhalt von Wasser in der Landschaft potenzieren können.

Neben dem positiven Aspekt einer vermehrten Wasserspeicherung steht auf der anderen Seite die Gefahr, dass Dritte durch Wiedervernässungsmaßnahmen geschädigt werden können. Die Frage, inwieweit Siedlungsgebiete im Einflussbereich der Wiedervernässungsmaßnahmen liegen, muss daher bei der Planung der Maßnahmen im Rahmen üblicher Planfeststellungsverfahren berücksichtigt werden.

6.2.5 Verdunstungskühlung

Anhand von weiteren Messungen, Daten z.B. zum Bodenwärmestrom und einer Validierung der verwendeten Ansätze wäre eine dynamische Darstellung des interannuellen Verlaufs der Kühlung sinnvoll. Es ist auch zu prüfen, ob die Verwendung von Jahresmittelwerten für die Kühlung nicht zu konservativ ist. Dafür muss die Variation der Energiebilanz im Jahresverlauf und zwischen verschiedenen Jahren genauer untersucht werden. Eine große/aufwändige Herausforderung aber ein lohnenswertes Forschungsfeld ist die Auswirkung der Kühlleistung auf ihre Umgebung. Gibt es „kühlende Schatten“ von wiedervernässten Flächen? Wie wirken benachbarte Wiedervernässungen aufeinander? Wie sehen Rückkopplungen mit dem Lokalklima aus?

Eine Validierung der Ergebnisse und genauere Einschätzung der Albedo könnte mit Hilfe von Fluxnet- (<http://fluxnet.ornl.gov/>) und CarboEurope-Daten (<http://www.carboeurope.org/>) erfolgen. Damit könnte auch der EEST-Ansatz bezüglich anderer Vegetationstypen mit genaueren Werten untersetzt werden. Ob eine Übersetzung des Kühlungseffektes von $W\ m^{-2}$ oder $kWh\ ha^{-1}\ a^{-1}$ sinnvoll in CO_2 -Äq. erfolgen kann, muss weiter geprüft werden. Ansonsten ist der Vergleich mit den Größen des Strahlungsantriebs („radiative forcing“) sicherlich sinnvoll und ordnet die Wirkung in ihrer Größenordnung ein.

6.2.6 Erhöhung der moortypischen Biodiversität

Bei der Einschätzung der Biodiversität besteht insbesondere Bedarf an der (Weiter-) Entwicklung von Bewertungsmodellen für Gefäßpflanzen/Moose, aufbauend auf SUCCOW (1988), SUCCOW & JOOSTEN (2001) und auf umfangreichen Monitoringdaten von wiedervernässten Mooren in den entsprechenden Regionen. Ziel sollte sein, eine Bewertung der Veränderung durch Wiedervernässung anhand der ohnehin für die Abschätzung der Emissionsreduktion erhobenen Vegetationsdaten vornehmen zu können, d.h. Vegetationsformen in Mooren mit einer Bewertung der Erhöhung der moortypischen Biodiversität zu verknüpfen. Gut geeignet als Indikator der Wiedervernässungseffekte sind auch Amphibien. Für diese besteht beispielsweise in NO-Deutschland Bedarf an der Entwicklung eines Bewertungsmodells.

Begleitende Forschung sollte in den nächsten Jahren auch zu sogenannten „ökologischen Fallen“ erfolgen. Das Vorkommen von Arten ist nicht unbedingt einer erfolgreichen Reproduktion am Vorkommensort gleichzusetzen, z.B. können gute Habitatbedingungen zur Ansiedlungszeit dazu führen, dass sich Arten ansiedeln, aber keinen oder niedrigen Reproduktionserfolg haben. Wenn es infolge einer Wiedervernässung zudem zu einer Abwanderung der Art aus anderen Gebieten kommt, spricht man von „ökologischen Fallen“. Wenn der Reproduktionserfolg im Wiedervernässungsgebiet substantiell niedriger ist als in den ehemals besiedelten Gebieten, müssen solche „Fallen“ unbedingt vermieden werden. Es sollte an einem oder mehreren Projektgebieten untersucht werden, ob und wenn ja für welche Arten eine solche Situation vorliegt. Parallel dazu sollten Managementoptionen entwickelt werden, um „ökologische Fallen“ zu vermeiden beziehungsweise deren Effekt auf die betroffenen Arten zu mildern.

Die Flächenauswahl sollte unter Maximierung des möglichen Gewinns an Biodiversität erfolgen, sofern dieser Zusatzeffekt im Fokus steht. Vermutlich ist das Potenzial dafür sehr groß. Besonders für die Erhöhung der moortypischen Biodiversität vielversprechenden Projektflächen können dann gezielt potenziellen Käufern mit besonderem Interesse an Biodiversität angeboten werden. Bei einem Screening potenziell geeigneter MoorFutures-Projektgebiete bezüglich des Effektes auf die moortypische Biodiversität sind folgende Aspekte relevant:

- Prüfung vorliegender Biotoptypenkarten auf Häufigkeit und Seltenheit der Biotoptypen im Referenz- und im Projektszenario in der Region
- Prüfung vorliegender Daten zu geschützten Arten auf potenzielle Verluste und Gewinne. Potenzielle Verluste können akzeptiert, durch Kompensation ausgeglichen oder durch Ablehnung der Fläche vermieden werden. Potenzielle Gewinne können über die Bewertungsverfahren (Normal- oder Premiumverfahren) quantifiziert werden.

6.3 Finanzierung und Preisgestaltung

Bei bisher durchgeführten Wiedervernässungsprojekten in Mecklenburg-Vorpommern war es üblich, den Flächenanteil, der im Rahmen konventioneller landwirtschaftlicher Methoden nicht weiter bewirtschaftbar war, zu erwerben und an die Stiftung Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern zu übertragen.

Grundsätzlich sollten aber Kosten für den Flächenerwerb bei der Preisgestaltung der MoorFutures nicht kalkuliert werden. Am freiwilligen Kohlenstoffmarkt werden schließlich ÖDL für den Klimaschutz gehandelt und keine Immobilien. In den Grundstückspreisen sind zudem in hohem Maße Transferzahlungen (z.B. Direktzahlungen) ohne Gegenleistungen enthalten, die beim Kauf der Flächen mitbezahlt werden. Flächenerwerb zur Generierung von MoorFutures implizierte somit, dass ein Käufer von Kohlenstoffzertifikaten nicht nur für die ÖDL zahlt, sondern auch die volkswirtschaftlich kontraproduktive Politik der Subventionierung umweltschädlicher Aktivitäten unterstützt. Stattdessen sollten im Sinne des Effizienzgedankens des umweltökonomischen Zertifikateansatzes die für den Moorschutz aufzuwendenden finanziellen Mittel möglichst effizient eingesetzt werden. Zu prüfen ist, ob die wiedervernässeten Flächen einer standortangepassten Nutzung (Paludikultur) zugeführt werden können. Dadurch lassen sich Kosten für die Beschaffung der Flächen gegebenenfalls einsparen beziehungsweise durch Pachteinahmen kompensieren. Außerdem muss darauf geachtet werden, dass die mit dem Handel verbundenen Transaktionskosten minimiert werden.

Im Zusammenhang mit der Finanzierung der Wiedervernässungsmaßnahmen wurden oben (Kapitel 4.1) offene Fragen bezüglich der Kombination privater und öffentlicher Mittel angesprochen. Eine Mischfinanzierung ist bei der Generierung von Kohlenstoffzertifikaten grundsätzlich möglich und auch üblich. Nach dem Kriterium der Zusätzlichkeit wird eine Maßnahme als zusätzlich betrachtet, wenn sie Aktivitäten beinhaltet, die nur durch die Einnahmen der Kohlenstoffzertifikate möglich sind. Dies bedeutet nicht, dass alle Einnahmen zur Umsetzung der Maßnahme aus dem Verkauf von Kohlenstoffzertifikaten kommen müssen. Es muss lediglich gezeigt werden, dass erst durch die Einnahmen aus dem Verkauf der Zertifikate die Wirtschaftlichkeitsschwelle überschritten wird.

Für die Erfüllung des Kriteriums der Zusätzlichkeit muss daher eine transparente Darstellung der Mittelherkünfte erfolgen. Bei der Kombination mit öffentlichen Fördermitteln (z.B. Kombination mit Agrarumweltprogrammen) ist dies problemlos möglich und viele Leistungen (z.B. Planungsleistungen nach VOB) können verursachungsgerecht quantifiziert werden. Schwieriger darzustellen sind vor allem nicht zurechenbare Leistungen öffentlicher Institutionen (z.B. Ministerium, Verwaltung, Träger öffentlicher Belange) und ehrenamtliche Tätigkeiten (z.B. Naturschutzorganisationen), die in Vorbereitung und während der Umsetzung der Maßnahmen erbracht werden und aufgrund ihrer Gemeinkosteneigenschaften nicht projektbezogen quantifiziert werden können. Bei der Weiterentwicklung der MoorFutures ist empirisch durch Befragung zu prüfen, ob und inwieweit die Käufer der MoorFutures eine Mischfinanzierung akzeptieren. Für Projekte mit einer Mischfinanzierung müssen zusätzliche Kriterien erarbeitet werden, zum Beispiel zur Menge an generierbaren Zertifikaten.

7 Hinweise zur Übertragung in andere Regionen

7.1 Einführung

Mit MoorFutures wurde ein eigener, regional gültiger Standard entwickelt, der sich an international gültigen Standards des freiwilligen Kohlenstoffmarktes, insbesondere am VCS, orientiert, jedoch ohne sie vollständig zu übernehmen. Da die MoorFutures-Projekte komplett in Deutschland realisiert werden, unterliegen sie dem deutschen Rechtssystem und müssen mit diesem selbstverständlich im Einklang stehen. Der Wiedervernässung voraus geht beispielsweise ein Planfeststellungs- beziehungsweise ein Plangenehmigungsverfahren und Dienstbarkeiten lassen sich über Grundbucheintragungen festschreiben. Diese Punkte müssen also nicht notwendigerweise in einem Standard geregelt werden, der auf Projekte in Deutschland (oder Ländern mit vergleichbarer rechtlicher Infrastruktur) angewendet wird. Nicht immer lässt sich die deutsche Regelungsdichte in solch einem positiven Lichte darstellen.

Die Entwicklung, Validierung und Verifizierung der MoorFutures-Projekte werden „in house“, d.h. durch die Anbieter selbst erbracht: Das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt M-V und die Universität Greifswald entwickeln gemeinsam Wiedervernässungsprojekte, garantieren für die erbrachten Leistungen und haften mit ihrem „guten Ruf“; in Brandenburg sind es das Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz und die Fachhochschule Eberswalde. Auf den freiwilligen internationalen Markt sind die Kosten für die Projektentwicklung, die zentrale Registrierung sowie die Verifizierung durch unabhängige Gutachter viel höher (KAPP & SCHNURR 2004), wodurch Zertifikate aus kleinen Projekten nicht wettbewerbsfähig sind.

Darüber hinaus bringt ein regional gültiger Standard einen weiteren wesentlichen Vorteil mit sich: er schafft Vertrauen, weil die Projekte quasi vor Ort durchgeführt werden und für Käufer der Zertifikate mit überschaubarem Aufwand besucht werden können. Die Projekte und ihre Qualität sind konkret erlebbar und unterscheiden sich allein deshalb schon von eher anonymen Projekten des internationalen, freiwilligen Kohlenstoffmarktes. Anbieter und Nachfrager stehen im direkten persönlichen Kontakt zueinander. Schließlich wird, um die Eindeutigkeit der verkauften Zertifikate zu gewährleisten, ein Projektregister geführt, in dem jede einzelne Tonne dem zugehörigen Käufer zugeordnet wird.

In allen moorreichen Ländern Deutschlands (z.B. Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Bayern) und Europas (z.B. Polen, Ukraine, Russische Föderation, Skandinavien, Niederlande, Großbritannien, Irland) bestehen grundsätzlich gute Aussichten für die Entwicklung von freiwilligen Kohlenstoffzertifikaten aus regionalen Moorwiedervernässungsprojekten. Je nach Land kann aber die derzeitige Vertrauenswürdigkeit freiwilliger Zertifikate verschieden ausgeprägt sein, z.B. wird für Polen ein geringes Käufervertrauen in staatliche und nicht-staatliche Strukturen vermutet (W. KOTOWSKI mündliche Mitteilung). Dennoch sollte auch in solchen Ländern die Entwicklung von freiwilligen Zertifikaten weiterverfolgt werden, da sie über ein großes Potenzial verfügen (z. B. gibt es in Polen etwa eine Million ha Moor, die wiedervernässt werden könnten).

7.2 Übertragbarkeit der Vorgehensweise

Die Zusammenhänge von Klima- und Moorschutz sind insbesondere bei vielen potenziellen Investoren wenig bekannt. Anders als bei Forstprojekten muss zunächst vielfach eine umfangreiche Informationsarbeit geleistet werden. Eine regionale Einbettung bietet ein öffentlichkeitswirksames Instrument, die Inhalte zu kommunizieren und die Bekanntheit zu erhöhen. Die Stärke einer Marke ist auch von ihrer Marktdurchdringung abhängig, unbekannt erfolgreich sein gibt es nicht. Ähnlich verhält es sich mit Herangehensweisen. Mit den MoorFutures wurde das Konzept der Kohlenstoffzertifikate für Moorwiedervernässung als regionales Produkt erfolgreich umgesetzt. In dieser Hinsicht haben die MoorFutures Vorarbeit geleistet, die die Etablierung ähnlicher Produkte in anderen Regionen erleichtert. Bei einer direkten Übertragung des existierenden MoorFutures-Standards sollten die gesetzlichen Rahmenbedingungen und Ordnungsverfahren geprüft werden und gegebenenfalls zusätzliche Anforderungen in den Standard integriert werden (Kapitel 6.1). Das Trägerschaftsmodell aus Ministerium, Landgesellschaft/Flächenagentur und regionaler wissenschaftlicher Einrichtung (Universität, Hochschule), wie es in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg etabliert wurde, kann nach Bedarf und Möglichkeiten umgestaltet werden.

7.3 Übertragbarkeit der Prinzipien des Standards

Die in Kapitel 3 vorgestellten Kriterien für Kohlenstoffzertifikate basieren auf den ISO-Normen 14064 und 14065 und sind international anerkannt und mehrfach erprobt und übertragen. Für seriöse Kohlenstoffzertifikate ist die Einhaltung dieser Kriterien unumgänglich. Für die konkrete Umsetzung der Kriterien in Methodologien und Projekten gibt es ein wenig Spielraum. So kann das Konservativitätskriterium zum Beispiel auf jeden einzelnen Schritt einer Methodologie angewendet werden, oder nur auf einige Annahmen beschränkt bleiben.

Mit der Übertragung der Kriterien für Emissionsreduktionsprojekte auf die weiteren ÖDL ergibt sich die grundsätzliche Frage, ob die Kriterien für die Generierung von Kohlenstoffzertifikaten eins-zu-eins auf die anderen ÖDL übertragen werden können und ob die Kriterien für die anderen ÖDL vollständig sind. Im Rahmen dieses Vorhabens konnten diesbezüglich keine Probleme identifiziert werden. Es handelt sich wohl um allgemeingültige Kriterien für die Kommodifizierung von ÖDL. Eine Übertragung der Kriterien und Prinzipien des MoorFutures-Standards v. 2.0 in eine andere Region bietet die Möglichkeit, diese Fragen weiter zu erörtern. Einen Austausch zwischen Umsetzungsregionen ist wünschenswert und notwendig, um den Standard zu testen, weiter auszuarbeiten und wenn nötig zu ergänzen.

7.4 Übertragbarkeit der einzelnen Zusatzeffekte

7.4.1 Allgemeines

Zur Bestimmung von ÖDL von Moorstandorten sind nicht nur die biophysischen Eigenschaften relevant, sondern vielmehr deren Bedeutung für die Bevölkerung - lokal, regional und national. So ist eine Gewässerregulierungsfunktion in Agrargebieten mit Dürreperioden, z.B. in Brandenburg, sehr viel relevanter als im küstennahen Schleswig-Holstein. Gleichsam liefert die Stickstoff-Retentions-Funktion von Mooren nur dort eine ÖDL für die Gesellschaft, wo sie dieser, aufgrund von Nitratbelastung im Mooreinzugsgebiet, zur Regulierung der Gewässerqualität besonders bedarf. Die Ziele von Klimaschutz, Naturschutz, Gewässerschutz und

Landwirtschaft sind nicht immer deckungsgleich und ihre jeweilige Relevanz hängt oft stark vom lokalen und regionalen Kontext ab. Aus Klimaschutzperspektive bedeutet eine Verringerung des Grundwasserflurabstandes auf intensiv genutzten und tief entwässerten Moorböden eine wesentlich effektivere THG-Emissionsreduktion als die weitere Vernässung nur gering dräniertes, extensiv beweideter Moore. Letztere Standorte bieten jedoch schon im Referenzszenario eine weitaus höhere moortypische Biodiversität, die durch Wiedervernässung noch mehr erhöht werden kann. Für eine effektive Verbesserung der Wasserqualität, z.B. die Verringerung der Stickstoff-Fracht in die Nord- und Ostsee, sind wieder andere Gebiete besonders relevant (TREPPEL 2010).

7.4.2 Wasserqualitätsverbesserung

In bewaldeten Mooren oder in eher sauren Niedermooren und Deckenmooren sind die N-Austräge weniger relevant. Hier kommt bezüglich der Wasserqualität anderen hydrochemischen Komponenten größere Bedeutung zu, z.B. pH-Wert und Gehalt an DOC und SO_4^{2-} . In solchen Gebieten, z.B. in der Lausitz und in Mitteldeutschland, aber auch in Großbritannien, sollten diese berücksichtigt und Verfahren bezüglich dieser Komponenten entwickelt werden.

7.4.3 Hochwasserrückhalt

Das hier vorgestellte Konzept gilt hauptsächlich für flussnahe Überflutungsmoore, kann aber in ähnlicher Weise für durchflossene Seen, Kesselmoore oder Niedermoore in Grundwasserentlastungsgebieten angewendet werden. Der Nutzen des Hochwasserrückhaltes solcher Flächen ist im Einzelnen zu prüfen. Beispielsweise ist der Hochwasserrückhalt eines Moores in Kessellage nicht unzweifelhaft mit der Reduktion von Hochwasserschäden verbunden. Welcher Wert zusätzlichem Retentionsraum beigemessen werden kann, hängt davon ab, welches Schadenspotenzial vom Standort aus gesehen flussabwärts vorhanden ist.

Liegen (potenzielle) Wiedervernässungsmaßnahmen oberhalb von Gewässerabschnitten mit signifikantem Hochwasserrisiko, so ist deren Rückhaltekapazität im Verhältnis zu den Eintrittswahrscheinlichkeiten potenzieller Hochwässer zu beurteilen. Eine fundierte Betrachtung erfordert dann letztendlich eine hydrodynamische Modellierung, die auch die zeitliche Dynamik im Gewässernetz abbildet. Eine Scheitelreduktion in einem einzelnen Gewässer setzt zum Beispiel voraus, dass das Rückhaltevolumen zur Zeit des Scheiteldurchgangs noch nicht erschöpft ist. Sind für Flächen mit signifikantem Hochwasserrisiko mehrere Zuflüsse relevant, so hat das Ziel, den Scheitel an den gefährdeten Gerinneabschnitten zu minimieren, Vorrang vor der Scheitelreduktion in einem Zufluss.

Stehen Hochwasserschutzaspekte im Vordergrund, so können gesteuerte Flutungen dazu beitragen, die Scheitelreduktion zu optimieren (s. BRONSTERT 2004 für Oder und Havel). Das setzt allerdings voraus, dass die Retentionsflächen durch Deiche vom Fließgewässer getrennt werden, die dann nur bei Bedarf geöffnet werden. Da bei Moorwiedervernässungen im Regelfall Deiche rückgebaut werden, ist eine gesteuerte Flutung als Überflutungsschutzmaßnahme nicht möglich. Dies schränkt die Wirksamkeit der wiedervernässten Flächen zur Scheitelreduktion beträchtlich ein.

Sinnvoll ist die Betrachtung sowie auch die Quantifizierung des Hochwasserschutzes besonders bei Wiedervernässungen entlang von Flussläufen, Küsten und Seeufern. Dabei kann nie technischer Hochwasserschutz im Sinne von einem maximierten Wasserrückhalt im

Hochwasserfall gemeint sein sondern vielmehr die Wiederherstellung anthropogen zerstörter Retentionsräume.

7.4.4 Grundwasseranreicherung

Die Verhinderung des durch Moorentwässerung beschleunigten oberirdischen Abstroms von Wasser aus der Landschaft und die Erhöhung des in der Landschaft gespeicherten Wasservorrats werden in den meisten Regionen angestrebt. Auch für mineralische Standorte kann eine bessere Wassererreichbarkeit für Pflanzen oder beispielsweise die Erhöhung von Quellschüttungen erreicht werden. Die zusätzlich gespeicherte Wassermenge in der Landschaft führt zu einer geringeren Vulnerabilität gegenüber trockenen Witterungsperioden. Das hier vorgestellte Konzept gilt in allen Mooren der temperaten Klimazone.

7.4.5 Verdunstungskühlung

Eine Nachfrage nach Kühlungseffekten von Mooren und ein Potenzial zur substantiellen Verstärkung der Verdunstungskühlung besteht voraussichtlich insbesondere in entwässerten Niedermooren in der Umgebung von landwirtschaftlich genutzten Flächen im kontinentalen Klimabereich, z.B. in NO-Deutschland, Polen, Ukraine und Südrussland.

7.4.6 Erhöhung der moortypischen Biodiversität

Intakte Moore sind Lebensräume seltener Arten. Wiedervernässungen werden daher in vielen Fällen auch positive Auswirkungen auf die Artenvielfalt haben. Derzeit wächst das Bewusstsein, dass der dramatische Verlust von Tieren, Pflanzen und Lebensräumen auch die Fähigkeit der Ökosysteme schwächt, wichtige Leistungen zu erbringen. Viele Unternehmen erkennen, dass ihre Leistungsfähigkeit auch von der Leistungsfähigkeit der Ökosysteme abhängt (saubere Luft, sauberes Wasser, fruchtbare Böden u.a. sind Grundvoraussetzungen für die Produktion zahlreicher Güter). Zudem gewinnt der Schutz der Biodiversität auch gesellschaftspolitisch zunehmend an Bedeutung. Es ist daher zu erwarten, dass die Nachfrage nach Biodiversität steigen wird. Von daher wird die Inwertsetzung der Biodiversität, auch über Märkte für ÖDL immer wichtiger.

7.5 Übertragbarkeit der Methoden

7.5.1 Allgemeines

Für alle zu übertragenden Methoden und Methodologien gelten folgende Empfehlungen:

- übergeordnete Planungen und weltweit/regional verfügbare kostenlose Datensätze sollten genutzt werden
- für die Wiedervernässungsplanung erhobene Daten sollten genutzt werden
- falls zusätzliche Datenerhebung notwendig ist, sollten die damit verbundenen Kosten regelmäßig überprüft und die Anwendung evaluiert werden, da neue Technologien teilweise rapide kostengünstiger werden

- ebenso sollte regelmäßig überprüft werden, ob geeignete Weiter- oder Neuentwicklungen von Methoden verwendet werden können, um dem Stand der Wissenschaft zu entsprechen
- bei der Auswahl verschiedener geeigneter Methoden sollten möglichst regional/national wissenschaftlich akzeptierte und häufig verwendete Methoden bevorzugt werden, solange auch diese wissenschaftlich vertretbare und valide Ergebnisse erzielen.

7.5.2 Treibhausgasemissionsreduktion

Der GEST-Ansatz ist für die nordwesteuropäische Tiefebene entwickelt und muss für andere biogeographische und klimatische Zonen angepasst werden. Das geschieht schon für Belarus und Ukraine, wobei auch in Großbritannien (BONN et al. in prep.) sowie in Russland über Anpassung und Weiterentwicklung nachgedacht wird. Aktuelle Studien in Großbritannien weisen darauf, dass auch hier der GEST-Ansatz anwendbar ist. Knackpunkte der Weiterverbreitung zu anderen Regionen sind einerseits die abweichenden Vegetationstypologien (die z.T. auf anderen Konzepten als die Vegetationsformen beruhen und oft eine weniger scharfe Indikation erlauben) und andererseits der Mangel an vegetationsbezogenen, regionalen THG-Messungen, die die Kalibrierung ermöglichen. Die Ergebnisse der Meta-Analysen im Rahmen der neuen IPCC Guidelines (IPCC in prep.) deuten jedoch darauf hin, dass überregional eine beträchtliche Konsistenz im THG-Flussverhalten von Mooren unterschiedlicher Wasserstände existiert, was – in Kombination mit beschränkten, aber gezielten Messkampagnen zur Kalibrierung und Füllung von Lücken – eine Inter- und Extrapolation der schon vorhandenen Daten in Richtung neuer Regionen perspektivreich macht. Schließlich breitet die Datenlage sich weltweit durch neue Forschung rasch aus. Forschung sollte auch im Rahmen von Kohlenstoffprojekten stimuliert werden, um die Datengrundlage gezielt zu verbessern.

Ein Aspekt, der derzeit nicht in GESTs abgedeckt wird, sind die Kohlenstoffverluste, die als gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon, DOC) und partikulärer organischer Kohlenstoff (Particulate Organic Carbon, POC) über Gewässer ausgetragen werden. In manchen Moortypen (z.B. den Deckenregenmooren in Gebirgslage) können diese Verluste eine beträchtliche Bedeutung haben. Vegetation, Oberflächenabfluss (bestimmt durch Niederschlag und Hangneigung) und die Art der Landnutzung, einschließlich der Anwesenheit von Bäumen, sind potenziell gute Indikatoren für DOC- und POC-Austräge, die relative Fläche an vegetationslosem Torf ein guter Indikator für POC-Verluste. In Bezug auf POC ist es noch unklar, ob und in welchem Umfang der Kohlenstoff aus dem Moor letztendlich in die Atmosphäre gerät oder stromabwärts emissionsneutral abgelagert wird.

7.5.3 Wasserqualitätsverbesserung

NEST-Ansatz: Der NEST-Ansatz wurde für die Vegetationstypen des Polders Kieve entwickelt und ist für mittel intensiv genutzte Grünlandbestände auf Moorböden in weiten Teilen des Norddeutschen Tieflandes nutzbar. Generell ist das Düngungsniveau in den östlichen Ländern geringer als in den westlichen, so dass die Stickstoff-Austräge aus sehr intensiv genutzten Flächen höher liegen dürften, und die Werte entsprechend nach oben korrigiert werden müssten. Darüber hinaus besteht ein Bedarf zur Ergänzung von Werten für sehr naturnahe Standorte, die im Polder Kieve nicht angetroffen wurden. In Bezug auf bewaldete

Standorte können nur Aussagen für Erlenbruchwälder getroffen werden, da für andere Waldtypen keine Literaturdaten vorliegen. In den Niederlanden ist die Nutzungsintensität bei gleicher Entwässerungstiefe zum Teil höher, in Polen dürfte sie vielfach niedriger liegen.

WETTRANS: Das Programm WETTRANS wurde für Schleswig-Holstein entwickelt und generiert Daten über die Niederschläge und die Verdunstung nach der Angabe des TK-Blattes. Bei Berechnungen von Gebieten außerhalb Schleswig-Holstein können die Angaben über Verdunstung und Niederschläge manuell korrigiert werden. Die Nährstoffkonzentrationen in verschiedenen Gewässern sollte generell überprüft werden. Für Mecklenburg-Vorpommern konnten bereits einige Werte angepasst werden. Für Gebiete mit deutlich anderen Niederschlags- und Verdunstungsverhältnissen sind generelle Anpassungen des Modells wünschenswert. Wenn das Düngungsniveau von den Vorgaben im Programm abweicht, kann dies manuell geändert werden.

PRisiko: Das Modell PRisiko kann ohne weitere Anpassungen bundesweit genutzt werden. Die für die Austragsschätzung verwendeten Parameter können den regionalen und lokalen Verhältnissen angepasst werden.

7.5.4 Hochwasserrückhalt

Im Zusammenhang mit der EU-Hochwassermanagementrichtlinie wurden unlängst für Mecklenburg-Vorpommern Gewässerabschnitte mit potenziell signifikantem Hochwasser-Risiko ausgewiesen (BIOTA 2012). Ähnliche Karten wurden in anderen Ländern erarbeitet. Damit stehen geeignete Karten zur Verfügung, anhand derer für jeden Standort eingeschätzt werden kann, ob für die Unterlieger ein potenziell signifikantes Hochwasserrisiko gegeben ist oder nicht. Ein generelles Schema zur Ermittlung möglicher Zusatznutzen durch zusätzlichen Hochwasserrückhalt ist in Abbildung 19 dargestellt.

Innerhalb Deutschland werden für das Normal- und (zum Teil für) das Premiumverfahren relevante hydrologische Daten im Zuge des Planfeststellungsverfahrens erhoben und können von den zuständigen Behörden abgefragt werden. In anderen Ländern mit hohem Hochwasserrisiko liegen relevante Eingangsdaten ebenfalls vor. Beispielsweise in Polen gibt es langfristige Pläne zur Hochwasserregulierung mit detaillierten Karten zum Überflutungsrisiko und zu Retentionspotenzialen. Allerdings ist zu prüfen, ob die Höhenmodelle ausreichend fein räumlich aufgelöst sind, um über konkrete Projektflächen Aussagen zu treffen (W. KOTOWSKI mündliche Mitteilung). Auch in der Slowakei ist die Raumplanung bezüglich des Hochwasserrisikos sehr weit entwickelt (E. GOJDIČOVÁ mündliche Mitteilung).

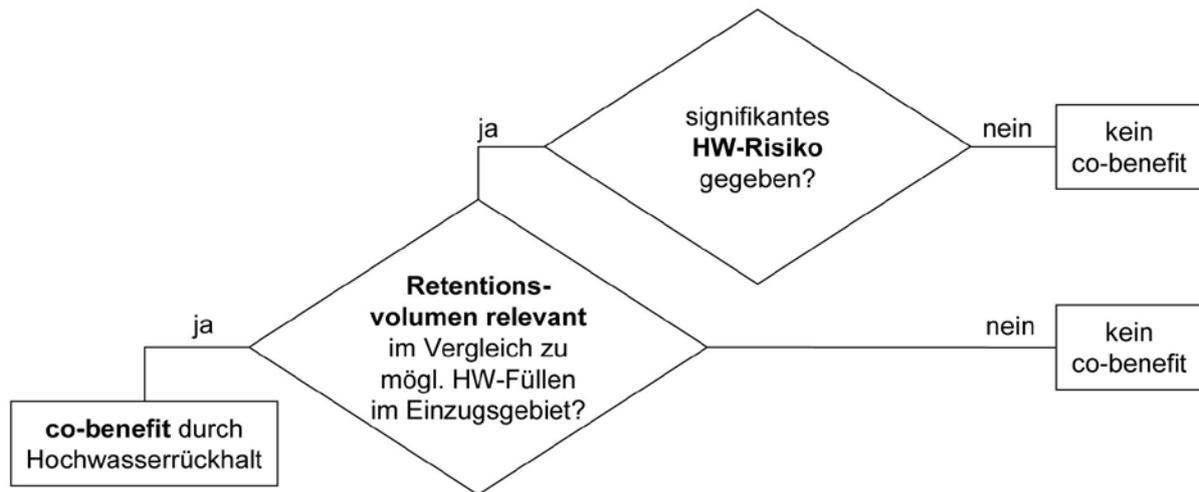


Abbildung 19: Ermittlung möglicher Zusatznutzen durch zusätzlichen Hochwasserrückhalteraum.
Abbildung: A. Gerner.

7.5.5 Grundwasseranreicherung

Prinzipiell kann die Methodik des Normalverfahrens (qualitative Bewertung und einfache Abschätzung) ohne weiteres in anderen Gebieten Deutschlands angewendet werden. Allerdings zeigen die vorangegangenen Abschnitte, dass die Betrachtungen in einem hohen Maße standortspezifisch sind. Dies liegt vor allem an der großen räumlichen Heterogenität der hydrogeologischen Gegebenheiten. Jeder Standort ist im Rahmen des Möglichen detailliert zu betrachten. Eine bestmögliche Typisierung des Moores und die hydrogeologische Charakterisierung des Umfeldes sind eine wesentliche Voraussetzung für belastbare Prognosen eventueller Zusatznutzen. Es ist davon auszugehen, dass eine begrenzte Datenverfügbarkeit eher die Regel ist. Die für das Premiumverfahren vorgeschlagene Methode der numerischen Grundwassermodellierung erfordert geohydraulische Analysen auf Basis von numerischen Modellen und wird im Rahmen von MoorFutures aus Kosten-Nutzen-Erwägungen die Ausnahme sein.

7.5.6 Verdunstungskühlung

Das EEST sowie das Premium-Verfahren sind unter Berücksichtigung von klimatischen Gradienten grundsätzlich auch auf weitere Standorte übertragbar. So wie die Strahlungsbilanz, Temperatur und der Niederschlag einen West-Ost-Gradienten über Deutschland aufweisen, ergibt sich daraus auch ein räumlicher Gradient der Verdunstung und schlussfolgernd der Verdunstungskühlung (Abbildung 20). Die geringsten Werte ergeben sich für die westlichen, die höchsten (und damit der größte Kühleffekt) für die östlichen Klimastationen.

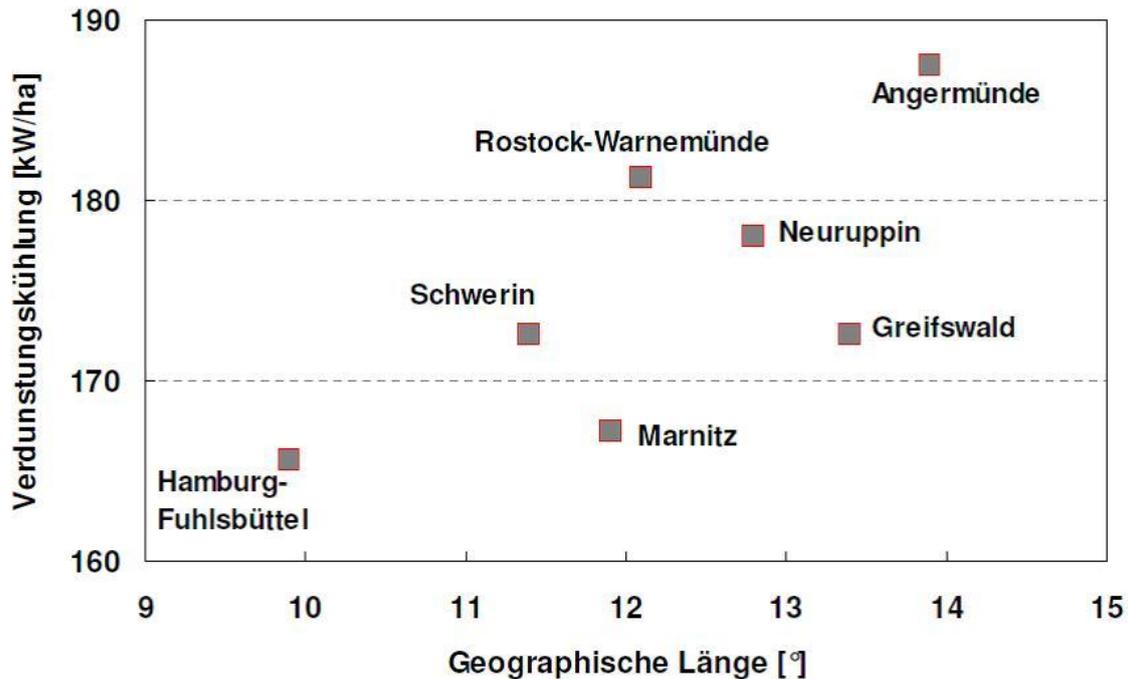


Abbildung 20: Verdunstungskühlung durch Wiedervernässung von Grünland. Es ist die Kühlung dargestellt die sich ergibt, wenn in einem Grünland der mittlere Grundwasserflurabstand von 1 m auf 0–0,1 m erhöht wird.

7.5.7 Erhöhung der moortypischen Biodiversität

Die Eingriffsregelung wird in allen deutschen Ländern angewendet. Dort liegen teilweise auch feinere Untergliederungen und konkretere Definitionen der betrachteten Biotoptypen in Verbindung mit einer entsprechenden Wert-Klassifizierung vor. Daher ist eine Übertragbarkeit des Normalverfahrens sicher gegeben. Bewertungsverfahren für Biodiversität werden auch international verwendet, z.B. im Environmental Impact Assessment (EIA) und im Strategic Environmental Assessment (SEA) sowie im in den USA und Großbritannien weit verbreiteten „Habitat Banking“. Bei diesem ursprünglich als „Wetland Banking“ eingeführten Handelsinstrument schaffen spezielle Gesellschaften Feuchtgebiete oder andere aus Naturschutzsicht wertvolle Biotope und verkaufen dann entsprechende Guthaben an Firmen mit Kompensationsbedarf. Beispielsweise wird bei der Environment Bank (Großbritannien) dabei ein Netto-Verlust an ÖDL auf Basis der Eingriffsfläche berechnet. Je nach Typ/Ausprägung der ÖDL wird dieser Verlust in eine Summe umgerechnet, die dann für Kompensation investiert wird. Dabei werden die Kosten für die Schaffung neuer oder Verbesserung existierender ähnlicher Habitats oder Ökosystemfunktionen (durch Kauf oder Flächenmanagement) angesetzt. Das Verfahren wird von einer Akkreditierungsstelle und der Planungsbehörde überprüft. Entsprechende Bewertungsvorschriften könnten auch für die Quantifizierung des biodiversitätsbezogenen Zusatznutzens von Kohlenstoffkrediten aus Moorwiedervernässung genutzt werden.

Um das Premiumverfahren anwenden zu können, müssen regional ausgearbeitete Leitartenmodelle vorliegen. Dies ist für jede Region zu prüfen. Bei der Identifizierung von Indika-

torarten und -gruppen sollten regionale und nationale Biodiversitäts-Strategien und Aktionspläne berücksichtigt werden.

7.6 Was muss bei der Einführung eines Kohlenstoffzertifikates, das weitere Ökosystemdienstleistungen abbildet, beachtet werden?

Wie bereits erwähnt, sind die Zusammenhänge zwischen Moor- und Klimaschutz zumindest in Kreisen potenzieller Investoren noch relativ wenig bekannt. Dies gilt umso mehr für die weiteren ÖDL (einschließlich Biodiversität). Auch wird sich nicht jeder Investor in die Einzelheiten einarbeiten wollen und/oder können. Das angebotene Zertifikat muss also einen gewissen Vertrauensvorschuss erhalten. Auf der anderen Seite muss das Produkt interessant und sympathisch wirken. Hierzu sind zwei Punkte besonders wichtig:

- Die angesprochene regionale Ausgestaltung: Produktentwickler, Verkäufer und Käufer kennen sich. Es wird nicht nur ein anonymes Zertifikat verkauft, sondern eine interessante Geschichte; die Käufer können ihre Kompensationsaktivitäten aufgrund dieser Regionalität ihren Kunden greifbarer darstellen, z.B. Besichtigungen ermöglichen.
- Die Etablierung einer anerkannten, starken Marke, die für Qualität steht und von der bekannt ist, dass sie kontinuierlich weiterentwickelt und evaluiert wird („branding“).

Weitere, zum Teil bereits an anderer Stelle genannte, wesentliche Bausteine sind:

- Das Führen eines zentralen Registers, welches für die eindeutige Rückführbarkeit einer jeden verkauften Tonne CO₂-Äq. steht, ist auch bei Kohlenstoffzertifikaten, die zusätzlich weitere ÖDL abbilden, zentral. In seiner einfachsten Form beinhaltet das Register zwei Spalten (dies entspricht der Vorgehensweise beim MoorFutures-Register): in der einen wird jede verkaufte Tonne eingetragen, in die zweite der jeweilige Käufer. Eine zusätzliche Angabe zur Herkunft (Projektgebiet) der Zertifikate ermöglicht eine Verknüpfung mit den zusätzlichen ÖDL.
- Die langfristige Absicherung des Projektes, d.h. die Erfüllung des Kriteriums der Permanenz. Dies kann z.B. über eine entsprechende Eintragung in das jeweilige Grundbuch erfolgen. Durch diese Eintragung ist es nicht zwangsläufig notwendig, dass die Flächen gekauft und in den Besitz einer die langfristige Wiedervernässung garantierende Institution geht.
- Moorwiedervernässungen verändern z.T. großflächig Landschaften und sind daher nicht immer konfliktfrei. Es ist hilfreich, die Planung und gegebenenfalls auch Umsetzung von erfahrenen Institutionen und unter frühzeitiger Einbindung der Betroffenen vornehmen zu lassen.
- Alle Projekte sind konkret besuchbar, erlebbar, einsehbar und nachvollziehbar. Sofern ein Planfeststellungsverfahren durchgeführt wurde, können auch alle Planungen eingesehen werden.

8 Zusammenfassung

Der internationale TEEB-Prozess (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) zielt darauf ab, die Bedeutung der Natur sichtbar zu machen und sie dadurch stärker bei Entscheidungen zu berücksichtigen. „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ möchte als nationaler Folgeprozess hierfür in Deutschland Impulse geben und so auch die Umsetzung der Ziele der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU, 2007) unterstützen.

Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen des durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesumweltministeriums geförderten F+E-Projektes „Integrierter Moor-Offset-Standard. Zertifizierung ökologischer Co-Benefits von CO₂-Offsets für Moor-Wiedervernässung“ (2011-2013) Ansätze entwickelt, um die bei Moorwiedervernässung entstehenden Synergien zwischen Klima-, Umwelt- und Naturschutz in Kohlenstoffzertifikaten berücksichtigen zu können.

Die entwässerten Moore der Welt (0,3% der globalen Landfläche) sind für 6% der weltweiten anthropogenen CO₂-Emissionen verantwortlich. In Deutschland betragen die jährlichen Treibhausgas(THG)-Emissionen insgesamt ca. 900 Millionen t CO₂-Äq., davon stammen 43 Millionen t CO₂-Äq. aus landwirtschaftlicher Moornutzung. Obwohl Moore nur 6 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen sind sie für 57% der landwirtschaftlichen Gesamtemissionen verantwortlich. In Mecklenburg-Vorpommern betragen die jährlichen THG-Emissionen aus entwässerten Mooren 2009 ca. 6,2 Millionen t CO₂-Äq.; sie sind damit die größte THG-Quelle des Landes (Gesamtausstoß des Landes ca. 16 Millionen t CO₂-Äq.). Wiedervernässung von entwässerten Mooren reduziert die Emission von THG-Gasen. MoorFutures sind Kohlenstoffzertifikate, die diese reduzierten Emissionen nach Wiedervernässung abbilden. Sie wurden 2010 in Mecklenburg-Vorpommern eingeführt und waren weltweit die ersten Kohlenstoffzertifikate aus Moorwiedervernässung auf dem freiwilligen Markt.

Wiedervernässung und die damit einhergehende Regeneration der Moorflächen liefern neben der Emissionsvermeidung aber auch andere Ökosystemdienstleistungen (ÖDL) wie z.B. Nährstoffrückhalt, regionale Wasser- und Klimaregulierung und auch die Erhöhung der moortypischen Biodiversität. Sie bieten somit eine gelungene Verbindung von Klima- und Naturschutz, die bisher jedoch nicht in den Zertifikaten berücksichtigt wurde. Um dies zu ermöglichen, wurden die MoorFutures aus Mecklenburg-Vorpommern im Rahmen des oben genannten F+E-Projektes weiterentwickelt und der ökologische Mehrwert in Bezug auf weitere ÖDL (einschließlich Biodiversität) quantifiziert. Diese können nun erstmals für ein konkretes Gebiet, den Polder Kieve, als Zusatzeffekte abgebildet werden.

Das vorliegende Skript stellt den MoorFutures-Standard und die MoorFutures-Methodologie zur Einschätzung der Emissionsreduktion, wie auch die Weiterentwicklung von Standard und Methodologien in Bezug auf ökologische Zusatzeffekte vor. Weiterhin werden die Möglichkeiten und Herausforderungen der Übertragung von Standard und Methodologien auf andere Regionen beschrieben.

Der MoorFutures-Standard wurde für kleine und mittlere Moorwiedervernässungs-Projekte in geographisch abgrenzbaren Regionen der temperaten Klimazone und für eine dezentrale, regionale Anwendung entwickelt. Er gibt nicht-handelbare Zertifikate für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt aus. MoorFutures[®] ist eine registrierte Marke des Landes Mecklenburg-Vorpommern und wird mittlerweile auch in Brandenburg angewendet. Zur Projektumsetzung

erfolgt ein Vorabverkauf, d.h. Käufer investieren in eine Maßnahme, die über die jeweilige Projektlaufzeit eine bestimmte Menge an Emissionsreduktion bewirkt. Die Zertifikate sind auf regionaler Ebene durch regional koordinierende Einrichtungen registriert. Die MoorFutures-Kriterien beruhen auf den Prinzipien des VCS und des Kyoto-Protokolls. Zur Einschätzung der Projektergebnisse werden robuste, detaillierte und wissenschaftlich anerkannte Methodologien verwendet. Die vorhandene, interne Fachexpertise garantiert eine hohe Qualität zu niedrigen operationellen Kosten.

Die derzeit am freiwilligen Kohlenstoffmarkt geltenden Kriterien für Zertifikate wurden dafür entwickelt, dass Projektmaßnahmen zur Reduktion von THG-Emissionen tatsächlich realisiert werden und die Maßnahmen auch verifiziert werden können (Qualitätssicherung). In dem oben genannten F+E-Vorhaben wurden diese Kriterien angewendet, um den ökologischen Mehrwert der MoorFutures in Bezug auf weitere ÖDL und Biodiversität, einem Standard entsprechend, zu quantifizieren. Die wichtigsten Kriterien sind Zusätzlichkeit, Messbarkeit, Verifizierbarkeit, Konservativität, Vertrauenswürdigkeit, Nachhaltigkeit und Permanenz. Unter Berücksichtigung dieser Kriterien muss Bezug genommen werden auf den Referenzzustand, die Projektlaufzeit und das sogenannte Leakage. Ein Standard legt alle spezifischen Anforderungen für die Entwicklung von Projekten und Methodologien und für die Validierung, das Monitoring und die Verifizierung von Projekten fest. Eine Methodologie umfasst einen Baukasten von Methoden und Regeln zur Messung, Berichterstattung und Verifizierung von zu zertifizierenden Projekteffekten. Die Ergebnisse eines konkreten Projektes werden in einer Projektbeschreibung dargestellt. Diese umfasst eine projektgebietsbezogene Konkretisierung der Maßnahmen und einen Monitoringplan, mit dem die durch das Projekt erwarteten Effekte, z. B. THG-Reduktionen oder aber die Verbesserung anderer ÖDL abgeschätzt werden. Die Effekte des Projektszenarios werden mit einem Referenzszenario (zukünftige Emissionen über die Projektlaufzeit bei Nicht-Durchführung des Projektes) verglichen. Die Projektbeschreibung dient der Projekt-Validierung und ist die Grundlage der Ausstellung der in einem Projekt generierten Zertifikate.

Der bislang existierende MoorFutures-Standard für Kohlenstoffzertifikate (Version 1.0) quantifiziert ausschließlich THG-Emissionsreduktionen, wobei Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse, der unterirdischen Biomasse und im Boden berücksichtigt werden. Die berücksichtigten THG sind CO_2 und CH_4 ; N_2O wird konservativ nicht berücksichtigt. Emissionsreduktionen werden mit Hilfe des Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST)-Ansatzes geschätzt. Dieser ordnet regional ausgearbeitete Vegetationseinheiten (Vegetationsformen) anhand ihrer mittleren jährlichen Wasserstände und Vegetationszusammensetzung Emissionswerte für CH_4 und CO_2 zu. Eine Matrix aller möglichen Vegetationsformen erlaubt die Extra- und Interpolation der Gasflussmesswerte entlang den verschiedenen Achsen der Standortparameter. Für den Polder Kieve wird nach der Wiedervernässung von einer durchschnittlichen Emission von $532 \text{ t CO}_2\text{-Äq. a}^{-1}$ ausgegangen. Somit ergibt sich im Vergleich zum Referenzszenario und über die gesamte Projektlaufzeit von 50 Jahren eine Emissionsreduktion von $38.655 \text{ t CO}_2\text{-Äq.}$ ($773 \text{ t CO}_2\text{-Äq. a}^{-1}$). Im Vergleich zu einem unwahrscheinlichen alternativen Referenzszenario, das von schwacher Wiedervernässung für extensive Nutzung ausgeht, ergibt sich eine Einsparung von $12.995 \text{ t CO}_2\text{-Äq.}$ über die Projektlaufzeit von 50 Jahren ($260 \text{ t CO}_2\text{-Äq. a}^{-1}$). Auf Basis von vorläufigen Emissionswerten ergab sich zum Zeitpunkt der Abschätzung 2010 im Vergleich zum alternativen Referenzszenario eine Einsparung von $14.325 \text{ t CO}_2\text{-Äq.}$ über die Projektlaufzeit.

Diese Einsparung bildet zusammen mit den Projektkosten die Grundlage für die Preisberechnung der Zertifikate. Die gesamten Kosten der Wiedervernässung, einschließlich Planungs- und Baukosten sowie weitere und laufende Kosten, belaufen sich im Polder Kieve auf 501.375 €. Bei der erwarteten THG-Einsparung errechnet sich somit ein Preis von 35 € je t CO₂-Äq.

Die in dem oben genannten F+E-Vorhaben entwickelte Version 2.0 der MoorFutures ist eine Erweiterung des existierenden MoorFutures-Standards für Kohlenstoffzertifikate (Version 1.0). Mit der neuen Version werden weitere ÖDL und die Erhöhung der moortypischen Biodiversität, die assoziiert zu den Emissionsreduktionen auftreten können, abgebildet. Dies sind Wasserqualitätsverbesserung, Hochwasserrückhalt, Grundwasseranreicherung, Verdunstungskühlung und moortypische Biodiversität. Während in Version 1.0 solche zusätzliche Effekte der Moorwiedervernässung nur implizit durch die Auflage des Verschlechterungsverbot im Nachhaltigkeitskriterium enthalten waren und nur qualitativ ausgedrückt wurden, werden in Version 2.0 positive Zusatzeffekte explizit angestrebt und quantitativ ausgedrückt. Auch in der Version 2.0 sind MoorFutures immer noch Kohlenstoffzertifikate, allerdings solche, die Zusatznutzen mit abbilden. Eine Erfassung der Zusatznutzen ist nicht vorgeschrieben, wird aber angestrebt und, soweit sinnvoll, quantifiziert. In der Version 2.0 nutzt MoorFutures neben dem GEST-Ansatz zur Quantifizierung der Emissionsreduktionen fünf weitere, kontinuierlich weiter zu entwickelnde und bisher nur im Polder Kieve getestete Methodologien. Diese umfassen jeweils ein Normal- und ein Premiumverfahren. Das Normalverfahren ist ein Schätzverfahren mit niedrigem Zeitaufwand, Datenanforderungen, Kosten und Genauigkeit und dient der (konservativen) Abschätzung der Zusatzeffekte der zukünftig zu verkaufenden MoorFutures-Zertifikate. Das aufwändigere Premiumverfahren dient der Quantifizierung der Zusatzeffekte, wenn diese im Vordergrund der zu verkaufenden MoorFutures-Zertifikate stehen und ein über den Zusatznutzen höherer Preis am freiwilligen ÖDL-Markt realisiert werden kann.

Die Wasserqualitätsverbesserung durch wiedervernässte Moore wird wesentlich durch die hydrologische Lage im Einzugsgebiet, die Höhe der Wasserstände und die Art und Intensität der Nutzung geprägt. Das Normalverfahren berücksichtigt nur Stickstoff (N) und basiert auf Faustzahlen für den Stoffaustrag unterschiedlicher Vegetationstypen, deren Flächenanteil auf Basis einer Vegetationskartierung geschätzt wird (N-EmissionsStandortTypen-Ansatz, NEST). Die entsprechende Matrix wurde anhand einer Literaturlauswertung entwickelt. Darüber hinaus können komplexere Berechnungen mit Hilfe von Modellen durchgeführt werden, die neben den standortspezifischen, internen Prozessen auch landschaftshydrologische Aspekte berücksichtigen. Mit WETTRANS (für N) und PRisiko (für Phosphor, P) stehen zwei geeignete Modelle für das Premiumverfahren zur Verfügung. Im Polder Kieve verringern sich durch die Vernässung laut Abschätzung mit dem NEST-Ansatz die N-Austräge gegenüber dem Referenzszenario um etwa 900 kg N a⁻¹ und gegenüber dem Alternativszenario der extensivierten Nutzung um etwa 600 kg N a⁻¹. Laut WETTRANS-Modellierung wird der Stickstoffeintrag in die Elde um etwa 2.500 kg N a⁻¹ (Unterschied alternatives Referenz- und Projektszenario) beziehungsweise etwa 6.000 kg N a⁻¹ (Unterschied Referenz- und Projektszenario) verringert. Laut PRisiko-Modellierung erhöht sich die P-Konzentration im nachfolgenden Fließgewässer im dritten Jahr nach der Vernässung um weniger als 0,02 mg l⁻¹. Folglich wird das Risiko einer Verschlechterung der Gewässergüte unterhalb der Vernässungsfläche als sehr gering eingeschätzt. Die Gültigkeit der Normal- und Premiumverfahren ist grund-

sätzlich für Mitteleuropa gegeben, sollte bei einer Übertragung aber geprüft werden. Gegebenenfalls ist eine Kalibrierung erforderlich.

Bezüglich des Hochwasserrückhaltes wirken die wiedervernässten Moore zum einen durch ihre Fläche selbst, auf der im Hochwasserfall kein Schaden (z.B. Ernteausfall) mehr entsteht. Zum anderen wirken die Flächen als Retentionsraum. Im Normalverfahren wird (falls Eingangsdaten vorliegen) der Hochwasserrückhalt als Retentionsvolumen des betrachteten Standortes, das sich aus hydrodynamischer Modellierung auf Basis vorhandener digitaler Geländemodelle ergibt, quantifiziert. Im Premiumverfahren wird zusätzlich die Hochwasserscheitelreduktion mittels hydrodynamischer Modelle berechnet. Die Quantifizierung des Retentionsvolumens des Polders Kieve ergibt, dass er 92% aller Hochwasserereignisse der Messperiode 1983–2011 am nahegelegenen Pegel Wredenhagen komplett aufnehmen könnte. Ein beispielhafter Scheiteldurchfluss am 1. Januar 1986 von $2.160 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ würde durch die Retention um $830 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ auf $1.330 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ reduziert. Die Scheiteleintrittszeit würde sich dabei um zwei Tage verzögern. Der Zusatznutzen hängt im Einzelfall davon ab, ob vom Standort aus gesehen flussabwärts tatsächlich ein Schadenspotenzial vorhanden ist. Die Normal- und Premiumverfahren basieren auf hydrologischen Modellansätzen, die ohne Einschränkung übertragbar, allerdings nur bei ausreichenden Datengrundlagen anwendbar sind.

Eine Grundwasseranreicherung im An- und Abstrombereich gegenüber dem entwässerten Zustand kann durch die Wiedervernässung von Moorstandorten erzielt werden, da insbesondere der Abstrom von Wasser aus der Landschaft verzögert wird. Im Normalverfahren werden diese Effekte nach Recherche aller verfügbaren hydrogeologisch relevanten Daten qualitativ bewertet (gegebenenfalls auch mittels konzeptioneller geohydraulischer Modelle quantitativ abgeschätzt). Das Premiumverfahren umfasst eine numerische Grundwassermodellierung auf der Grundlage umfassender hydrogeologischer Erkundungen. Die Abschätzung des Grundwasseranstiegs beziehungsweise der Speicheränderung ist aus methodischen Gründen mit beträchtlichen Unsicherheiten behaftet. Folglich werden bei einer konservativen Herangehensweise nur minimale Volumenänderungen prognostiziert. Im unterirdischen Einzugsgebiet außerhalb des Projektgebietes im Polder Kieve würde laut Modellierung eine zusätzliche Wassermenge von 150.000 m^3 verbleiben. Da aber das südliche unterirdische Einzugsgebiet und der südliche Teil des nördlichen unterirdischen Einzugsgebietes weiterhin durch einen Graben entwässert werden, wird der zusätzliche Wasserrückhalt wesentlich geringer ausfallen. Auch hier sind die Modellansätze ohne weiteres übertragbar und können bei ausreichenden Datengrundlagen angewandt werden.

Die Verdunstungskühlung kann sich durch eine Wiedervernässungsmaßnahme erhöhen, da diese die Aufteilung der zur Verfügung stehenden Energie im Jahresmittel hin zu mehr Verdunstung und zu reduzierter Erwärmung verändert. Bei einer Änderung der Vegetationsbedeckung beziehungsweise der Etablierung einer neuen Wasserfläche wird durch geänderte Reflexions- und Emissionseigenschaften auch die zur Verfügung stehende Energie beeinflusst. Wie stark die Wiedervernässung die lokalen Wärmeströme beeinflusst, ist stets von der Einbettung des Moores in die Landschaft abhängig (trockene/feuchte Umgebung). Im Normalverfahren wird der Effekt mit Hilfe von EESTs (Evapotranspirations-Energie-Standort-Typen), die in einer modellbasierten Matrix die „Netto-Wärmeenergie“ quantifizieren, abgeschätzt. Sie beruhen auf Daten von, für das Gebiet repräsentativen, Klimastationen. Das Premiumverfahren umfasst die Modellierung z.B. mit AKWA-M[®]. Dieses modular aufgebaute Wasserhaushaltsmodell ermöglicht die Berücksichtigung unterschiedlicher Verdunstungsan-

sätze und ermittelt die Verdunstungsraten für unterschiedliche Landnutzungstypen mit unterschiedlichen Grundwasserflurabständen. Für das Projektgebiet im Polder Kieve ergibt sich durch die Wiedervernässung mit dem EEST-Ansatz eine (durch die erhöhte Verdunstung) reduzierte Energiemenge zur Erwärmung der bodennahen Luftschichten von $\sim 16 \text{ GWh a}^{-1}$, der mittlere Kühlungseffekt der Fläche liegt bei $\sim 3 \text{ W m}^{-2}$. Das Normal- sowie das Premiumverfahren sind unter Berücksichtigung von klimatischen Gradienten grundsätzlich übertragbar.

Die Erhöhung der moortypischen Biodiversität, d.h. derjenigen Biodiversität, die ohne Entwässerung spontan ohne oder bei standortangepasster Landnutzung vorkommen würde, wurde anhand von Indikatorarten/-gruppen quantifiziert. Dafür sind in NO-Deutschland Gefäßpflanzen/Moose, Vögel, Amphibien und einige Arthropoden besonders geeignet. Diese Gruppen weisen einen hohen Indikationswert für den Lebensraumtyp „Niedermoore, Feucht- und Nassstellen“ auf. Zur Einschätzung der Veränderung an moortypischer Biodiversität zwischen Referenz- und Projektszenario werden ein kostengünstiges Normalverfahren und ein, auf zusätzliche Felderhebungen basierendes, Premiumverfahren vorgeschlagen. Dabei müssen sowohl die Gewinne als auch die Verluste nach Wiedervernässung betrachtet werden. Das Normalverfahren umfasst die Schätzung mit Hilfe des BEST-Ansatzes (Biodiversitäts-Evaluierungs-Standort-Typen), der regional akzeptierte Methoden der Eingriffsregelung oder anderer Biotopbewertungsverfahren nutzt. Das Premiumverfahren umfasst die Messung der Anzahl von Indikatorarten und ihre Evaluierung mit einem regional ausgearbeiteten Leitartenmodell. Die Schätzung nach BEST-Ansatz ergibt einen Biotopwert von 0 (Flächenäquivalent 0 ha) im Referenzszenario, einen mittleren Biotopwert von 0,56 (Flächenäquivalent 30,5 ha) im alternativen Referenzszenario und einen mittleren Biotopwert von 2,52 (Flächenäquivalent 137,6 ha) im Projektszenario. Durch die Wiedervernässung wird also im Vergleich zum Referenzszenario beziehungsweise zum alternativen Referenzszenario eine Aufwertung um 2,52 beziehungsweise 1,96 Biotopwertpunkte erreicht. Eine Bewertung mit dem Premiumverfahren war aufgrund fehlender Daten nicht möglich (wird aber hypothetisch aufgezeigt). Da in nahezu allen deutschen Ländern Biotoptypenlisten und -bewertungen vorliegen, ist eine Übertragung des BEST-Ansatzes in andere Regionen möglich. Die Übertragung des Premiumverfahrens bedarf eines, für die entsprechende Region ausgearbeiteten, Leitartenmodells.

Wie bei den einzelnen Methoden angeführt, muss bei einer Übertragung von MoorFutures-Standard und -Methodologien auf andere Regionen und Moortypen insbesondere die Anwendbarkeit der einzelnen Methoden im Kontext des jeweiligen Projektgebietes geprüft werden. Auch muss beachtet werden, dass in anderen Moortypen und anderen Regionen andere ÖDL von Bedeutung sein können und möglicherweise andere „trade-offs“ auftreten. Bei einer Übertragung sollte also geprüft werden, welche Zusatzeffekte sinnvollerweise abgebildet werden sollten. Auch können gegebenenfalls andere Methoden für Erfassung, Bewertung und Monitoring eingesetzt werden, die jedoch zuvor auf ihre Eignung im Sinne der MoorFutures-Kriterien geprüft werden sollten.

Für jede Übertragung der Methoden und Methodologien gelten folgenden Empfehlungen: (i) übergeordnete Planungen und weltweit/regional verfügbare kostenlose Datensätze sollten genutzt werden, (ii) für die Wiedervernässungsplanung erhobene Daten sollten genutzt werden, (iii) falls zusätzliche Datenerhebung notwendig ist, sollten die damit verbundenen Kosten regelmäßig überprüft und die Anwendung evaluiert werden, da neue Technologien teil-

weise rapide kostengünstiger werden, (iv) ebenso sollte regelmäßig überprüft werden, ob geeignete Weiter- oder Neuentwicklungen von Methoden verwendet werden können, um dem Stand der Wissenschaft zu entsprechen, und (v) bei der Auswahl verschiedener geeigneter Methoden sollten möglichst regionale/national wissenschaftlich akzeptierte und häufig verwendete Methoden bevorzugt werden, solange auch diese wissenschaftlich vertretbare und valide Ergebnisse erzielen.

Bei der Entwicklung konkreter Projekte im Zuge der Übertragung des MoorFutures-Standards sollte auf eine regionale Ausgestaltung Wert gelegt werden. Die Etablierung einer starken Marke, die für Qualität und eine kontinuierliche Weiterentwicklung und Evaluation steht, sollte angestrebt werden. Das Führen eines zentralen Registers, welches für die eindeutige Rückführbarkeit einer jeden verkauften Tonne CO₂-Äq. steht, wird unbedingt empfohlen. Dabei sollte auch sichergestellt werden, dass die Zertifikate nicht über den primären Verkäufer hinaus handelbar sind. Die langfristige Absicherung des Projektes kann z.B. über eine entsprechende Eintragung in das jeweilige Grundbuch erfolgen. Es ist weiterhin hilfreich, die Planung und gegebenenfalls auch Umsetzung von erfahrenen Institutionen und unter frühzeitiger Einbindung der von potenziellen Konflikten Betroffenen vornehmen zu lassen. Alle Projekte sollten konkret besuchbar, erlebbar, einsehbar und nachvollziehbar sein.

9 Danksagung

Wir danken allen Teilnehmern und Mitdenkern beim MoorFutures-Workshop am 30.01.-01.02.2013 in Berlin: Kathleen Allen, Richard Birnie, Aletta Bonn, Herbert Diemont, Katharina Dietrich, Frank Edom, Iginio Emmer, Chris Evans, Gao Gaoyang, Ema Gojdicová, Ab Grootjans, Christian Grünwald, Gerald Jurasinski, Wiktor Kotowski, Jaroslaw Krogulec, Richard Lindsay, Vera Luthardt, Rosmarie Neumann, Jan Peters, Steven Prior, Mark Reed, Anne Schöps, Mary Anne Smyth, Moritz von Unger, Kees Vegelin, David Wilson, Dominik Zak.

Alexandra Barthelmes und Cosima Tegetmeyer danken wir für Unterstützung bei der Erstellung von Kapitel 4.3, Kees Vegelin und Sebastian Görn für Unterstützung bei der Erstellung von Kapitel 5.6.3, R. Schwarz, A. Boldt, W. & S. Marquardt (Ornithologische Fachgruppe Röbel im Bund für Natur und Heimat „Müritz-Elde" e.V.) für die Bereitstellung von ornithologischen Daten, Augustin Berghöfer für Gedankenaustausch und Koordination des Projektes und dem BMU/BfN für die Finanzierung des Projektes.

Literaturverzeichnis

- AUGUSTIN, J. (2003): Gaseous emissions from constructed wetlands and (re)flooded meadows. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 94, 3-8.
- AUGUSTIN, J. & CHOJNICKI, B. (2008): Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland. In: GELBRECHT, J.; D. ZAK & J. AUGUSTIN (Hrsg.) Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern – Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, S. 50-67.
- BACKMAN, G. (1943): Wachstum und organische Zeit. Bios, 15. Auflage. J. A. Barth, Leipzig.
- BAKKER, M. (2007): Simulating groundwater flow to surface water features with leaky beds using analytic elements. *Advances in Water Resources* 30, 399-407.
- BALDOCCHI, D. D.; B. B. HICKS & MEYERS, T. P. (1988): Measuring biosphere-atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology* 69, 1331-1340.
- BARTHELMES, A.; COUWENBERG, J.; EMMER, I.; SCHÄFER, A.; WICHTMANN, W. & JOOSTEN, H. (2010): MoorFutures®. Kohlenstoff-Zertifikate aus Wiedervernässung degradierter Moore in Mecklenburg-Vorpommern. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern. DUENE e.V., Greifswald.
- BEHRENDT, A. & MUNDEL, G., HÖLZEL, D. (1993): Stoffhaushaltsuntersuchungen hydromorpher Böden an Grundwasserlysimetern. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 71, 115-118.
- BEHRENDT, A.; SCHALITZ, G.; MÜLLER, L. & SCHINDLER, U. (2004): Effects of different drain depths on nutrient leaching of lowland soils in North-East Germany. In: *Drainage VIII : Proceedings of the Eighth International Drainage Symposium, 21-24 March 2004, Sacramento, California*, S. 241-245.
- BERNHOFER, C. & MIEGEL, K. (1997): Grundlagen der Meteorologie und Hydrologie. Skript TU Dresden.
- BIOTA (2012): Vorläufige Bewertung des Hochwasserrisikos im Rahmen der EU-Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie für das Land Mecklenburg-Vorpommern im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Teil 2. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. online: http://www.regierungmv.de/cms2/Regierungsportal_prod/Regierungsportal/de/lm/Themen/Wasser/Hochwasserschutz/Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie/index.jsp (download: 25.03.2013), Bützow.
- BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Kilda-Verlag, Greven.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Bonn.

- BONN, A.; REED, M.S.; EVANS, C.; JOOSTEN, H.; BAIN, C.; FARMER, J.; EMMER, I.; COUWENBERG, J.; MOXEY, A.; ARTZ, R.; TANNEBERGER, F.; VON UNGER, M.; SMYTH, M.-A. & BIRNIE, R. (in prep.): Investing in peatlands: a road map towards a UK peatland carbon code. *Journal of Ecosystem Services*.
- BONNEVILLE, M.-C.; STRACHAN, I. B.; HUMPHREYS, E. R. & ROULET, N. T. (2008): Net ecosystem CO₂ exchange in a temperate cattail marsh in relation to biophysical properties. *Agricultural and Forest Meteorology* 148, 69-81.
- BORTOLUZZI, E.; EPRON, D.; SIEGENTHALER, A.; GILBERT, A. & BUTLER, A. (2006): Carbon balance of a European mountain bog at contrasting stages of regeneration. *New Phytologist* 172, 708-718.
- BOYD, J. & BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2-3), 616-626.
- BRONSTERT, A. (2004): Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder. Schlussbericht zum BMBF-Projekt im Rahmen des Vorhabens "Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel". Universitätsverlag, Potsdam.
- BUSCH, K.-F.; LUCKNER, L. & TIEMER, K. (1993): Geohydraulik, 3. neubearbeitete Auflage, Lehrbuch der Hydrogeologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- BUSSE, L. B. & GUNKEL, G. (2002): Riparian alder fens - source or sink for nutrients and dissolved organic carbon? 2. Major sources and sinks. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* 32 (1), 44-53.
- CARO, T. M. (2010): Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press, Washington, DC.
- CHAPMAN, S.; BUTTLER, A.; FRANCEZ, A.-J.; LAGGOUN-DÉFARGE, F.; VASANDER, H.; SCHLOTER, M.; COMBE, J.; GROSVERNIER, P.; HARMS, H.; EPRON, D.; GILBERT, D. & MITCHELL, E. (2003): Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance: a conflict between economy and ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 525-532.
- COUWENBERG, J.; AUGUSTIN, J.; MICHAELIS, D.; WICHTMANN, W. & JOOSTEN, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Greifswald. <http://paludiculture.botanik.uni-greifswald.de/documents/gest.pdf> (18.08.2013).
- COUWENBERG, J. & FRITZ, C. (2012): Towards developing IPCC methane 'emission factors' for peatlands (organic soils). *Mires and Peat* 10 (3), 1-17.
- COUWENBERG, J. & HOOIJER, A. (2013): Towards robust subsidence-based soil carbon emission factors for peat soils in south-east Asia, with special reference to oil palm plantations. *Mires and Peat* 12, 1-13.
- COUWENBERG, J.; THIELE, A.; TANNEBERGER, F.; AUGUSTIN, J.; BÄRISCH, S.; DUBOVIK, D.; LIASHCHYNSKAYA, N.; MICHAELIS, D.; MINKE, M.; SKURATOVICH, A. & JOOSTEN, H. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89.

- DALES, J.H. (1968): Pollution, property and prices. University of Toronto Press, Toronto.
- DE GROOT, R.S. (1992): Functions of nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wollter-Noordhoff. Groningen.
- DE GROOT, R.S.; WILSON, M.A. & BOUMANS, R.M. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3), 393-408.
- DIERSCH, H.-J. G. (2009): FEFLOW Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System. Reference Manual. DHI-WASY GmbH, Berlin.
- DREXLER, J. Z.; SNYDER, R. L.; SPANO, D. & PAW U, K.T. (2004): A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. *Hydrological Processes* 18, 2071-2101.
- DRÖSLER, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. PhD thesis. Technische Universität München, München.
- DRÖSLER, M. (2008): Von der Spurengasmessung zur Politikberatung – interdisziplinärer Ansatz und erste Ergebnisse des Verbundprojekts „Klimaschutz-Moornutzungsstrategien“. Presentation given at the BfN workshop “Biodiversität und Klimawandel” <http://www.bfn.de/4399.html>. (16.11. 2010).
- DRÖSLER, M.; ADELMANN, W.; AUGUSTIN, J.; BERGMAN, L.; BEYER, C.; CHOJNICKI, B.; FÖRSTER, CH.; FREIBAUER, A.; GIEBELS, M.; GÖRLITZ, S.; HÖPER, H.; KANTELHARDT, J.; LIEBERSBACH, H.; HAHN-SCHÖFL, M.; MINKE, M.; PETSCHOW, U.; PFADENHAUER, J.; SCHALLER, L.; SCHÄGNER, PH.; SOMMER, M.; THUILLE, A. & WEHRHAN, M. (2013): Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des BMBF-Vorhabens: Klimaschutz - Moornutzungsstrategien 2006-2010. 201 S. <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb13/735500762.pdf> (18.08.2013)
- DYCK, S. & PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EDOM, F. (2001): Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 185-228.
- EDOM, F.; MÜNCH, A.; DITTRICH, I.; KEßLER, K. & PETERS, R. (2010): Hydromorphological analysis and water balance modelling of ombro- and mesotrophic peatlands. *Advances in Geosciences* 27, 131-137.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Verlag E. Goltze, Göttingen.
- ESRI (2012): ArcGIS Desktop. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- FISHER, B. & TURNER, R.K. (2008): Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141 (5), 1167-1169.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- FORSTER, P.; V. RAMASWAMY, V.; P. ARTAXO, P.; T. BERNTSEN, T.; R. BETTS, R.; D.W. FAHEY, D. W.; J. HAYWOOD, J.; J. LEAN, J.; D.C. LOWE, D. C.; G. MYHRE, G.; J. NGANGA, J.; R. PRINN, R.; G. RAGA, G.; M. SCHULZ, M. & VAN DORLAND, R. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS,

- M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M. & MILLER, H. L. (Hrsg.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, S. 130-234.
- FRATERS, B.; VAN LEEUWEN, T. C.; HOOIJBOER, A.; HOOGEVEEN, M. W.; BOUMANS, L. J. M. & REIJS, J. W. (2012): De uitspoeling van het stikstofoverschot naar grond- en oppervlaktewater op landbouwbedrijven. Herberekening van uitspoelfracties. RIVM Rapport 680716006/2012.
- FROLKING, S. E.; ROULET, N. & FUGLESTVEDT, J. (2006): How northern peatlands influence the Earth's radiative budget: Sustained methane emission versus sustained carbon sequestration. *Journal of Geophysical Research* 111, G01008. DOI: 10.1029/2005JG000091.
- GAC (Gesellschaft für Angewandte Carabidologie e.V.) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. *Angewandte Carabidologie Supplement V*, 1-45.
- GELBRECHT, J.; KOPPISCH, D. & LENGSELD, H. (2001) (Hrsg.): Nordostdeutsche Niedermoore als Akkumulationsräume. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart, Stuttgart, S. 38-40.
- GERTH, H. & MATTHEY, J. (1991): Nährstoffe im Dränwasser. *Betriebswirtschaftliche Mitteilungen* 441, 1-67.
- GLATZEL, S.; KOEBSCH, F.; BEETZ, S.; HAHN, J.; RICHTER, P. & JURASINSKI, G. (2011): Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasfreisetzung aus Mooren im Mittleren Mecklenburg. *Telma Beiheft 4*, 85-106.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; de GROOT, R.; LOMAS, P. L. & MONTES, C. (2010): The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209-1218.
- GÖRN, S. & FISCHER, K. (2011): Niedermoore Nordostdeutschlands bewerten. Vorschlag für ein faunistisches Bewertungsverfahren. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43 (7), 211-217.
- GRASS DT (2012): Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software. GRASS Development Team (<http://grass.osgeo.org>).
- HÁJKOVÁ, P.; HÁJEK, M.; APOSTOLOVA, I.; ZELENÝ, D. & DÍTĚ, D. (2008): Shifts in the ecological behaviour of plant species between two distant regions: evidence from the base richness gradient in mires. *Journal of Biogeography* 35, 282-294.
- HANSJÜRGENS, B.; NEßHÖVER, C. & SCHNIEWIN, I. (2012): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN Skripten 318. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (2012): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN Skripten 319. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HARBAUGH, A. W.; BANTA, E.R.; HILL, M.C. & McDONALD, M.C. (2000): MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model — User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process. Open-File Report 00-92. Geological Survey.

- HARGITA, Y. & MEIßNER, F. (2010): Bewertung von Mooren aus ökonomischer Sicht am Beispiel des Oberen Rhinluch. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 19, 206-210.
- HELD, C.; TENNIGKEIT, T.; TECHEL, G. & SEEBAUER, M. (2010): Analyse und Bewertung von Waldprojekten und entsprechender Standards zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- HENDRIKS, R.F.A. (1993): Nutrienbelasting van oppervlakenwater in veengebieden. Rapport 251, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- HENDRIKS, D. M. D.; VAN HUISSTEDEN, J.; DOLMA, A. J. & VAN DER MOLEN, M. K. (2007): The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences* 4, 411-424.
- HEROLD, B. (2012): Neues Leben in alten Mooren. Brutvögel wiedervernässter Flusstalmoore. Haupt, Bern.
- HOFFMANN, C. C.; DAHL, M.; KAMP-NIELSEN, L. & STRYHN, H. (1993): Vand- og stofbalance i en natureng. Environmental Project No. 231. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- IHU (2003): Machbarkeitsstudie "Moorrenaturierung in der Gemarkung Kieve". IHU Geologie und Analytik GmbH, Unveröffentlichter Bericht, Groß Upahl.
- IHU (2004): Moorrenaturierung im Polder Kieve - Entwurfs- und Genehmigungsplanung. IHU Geologie und Analytik GmbH, Unveröffentlichter Bericht, Groß Upahl.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (in prep.): Supplement to the 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands.
- JACOBS, C. M. J.; MOORS, E. J. & VAN DER BOLT, F. J. E. (2003): Invloed van waterbeheer op gekoppelde broeikasgasemissies in het veenweidegebied by ROC Zegveld. Alterra-rapport 840. Alterra, Wageningen.
- JAENICKE, J.; ENGLART, S. & SIEGERT, F. (2011): Monitoring the effect of restoration measures in Indonesian peatlands by radar satellite imagery. *Journal of Environmental Management* 92, 630-638.
- JENSEN, R.; COUWENBERG, J. & TREPEL, M. (2010): Bilanzierung der Klimawirkung von Moorböden in Schleswig-Holstein. *Telma* 40, 215-228.
- JENSEN, R.; LANDGRAF, L.; LENSCHOW, U.; PATERAK, B.; PERMIEN, T.; SCHIEFELBEIN, U.; SORG, U.; THORMANN, J.; TREPEL, M.; WÄLTER, T.; WREESMANN, H. & ZIEBARTH, M. (2012): Potenziale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz. Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden. Kiel.
- JOABSSON, A.; CHRISTENSEN, T. R. & WALLEN, B. (1999): Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 385-388.
- JOOSTEN, H. (2000): The role of peat in Finnish greenhouse balances. *International Mire Conservation Group Newsletter* 2000(3), 2-4.

- JOOSTEN, H. (2009): The global peatland CO₂ picture. Peatland status and drainage associated emissions in all countries of the World. Wetlands International, Ede.
- JOOSTEN, H. (2011): Neues Geld aus alten Mooren: Über die Erzeugung von Kohlenstoffzertifikaten aus Moorwiedervernässungen. Telma Beiheft 4, 183-202.
- JOOSTEN, H. & CLARKE, D. (2002): Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group / International Peat Society. Saarijarven Offset Oy, Saarijarvi, Finland.
- JOOSTEN, H. & COUWENBERG, J. (2008): Peatlands and carbon. In: PARISH, F.; SIRIN, A.; CHARMAN, D.; JOOSTEN, H.; MINAEVA, T. & SILVIUS, M. (Hrsg.) Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, S. 99-117.
- JOOSTEN, H. & COUWENBERG, J. (2009): Are emission reductions from peatlands MRV-Able? Wetlands International, Ede.
- KALBITZ, K. (1998): Untersuchungen zum Einfluß von Nutzung und von Nutzungsumwidmungen sowie von Renaturierungsmaßnahmen auf die wasserlösliche organische Substanz, auf Nährstoffe und Schwermetalle in Bodenlösung, Grund- und Oberflächenwasser im Drömling. UFZ- Forschungsbericht Nr. 76213/20/95
- KAPP, G. & SCHNURR, J. (2004): Lohnen sich Wald-Klima-Projekte in Deutschland? Holz-Zentralblatt 130/88, 1208-1209.
- KIECKBUSCH, J. J. (2003): Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- KIRKHAM, F. W. & WILKINS, R. J. (1993): Seasonal fluctuations in the mineral nitrogen content of an undrained wetland peat soil following differing rates of fertiliser nitrogen application. Agriculture Ecosystems and Environment 43, 1-29.
- KOERSELMANN, W. & VERHOEVEN, J. T. A. (1992): Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: VERHOEVEN, J. T. A. (Hrsg.) Fens and bogs in the etherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, S. 397-432.
- KOLLMUSS, A.; ZINK, H. & POLYCARP, C. (2008): Making sense of the voluntary carbon market: A comparison of carbon offset standards. WWF Germany, Stockholm Environment Institute / Tricorona.
- KOSKA, I. (2007): Weiterentwicklung des Vegetationsformenkonzeptes. Ausbau einer Methode für die vegetationskundliche und bioindikative Landschaftsanalyse, dargestellt am Beispiel der Feuchtgebietsvegetation Nordostdeutschlands. Dissertation, Universität Greifswald.
- KOSKA, I.; SUCCOW, M.; CLAUSNITZER, U.; TIMMERMANN, T. & ROTH, S. (2001): Vegetationskundliche Kennzeichnung von Mooren (topische Betrachtung). In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart, S. 112-184.
- KOTOWSKI, W.; VAN DIGGELEN, R. & KLEINKE, J. (1998): Behaviour of wetland plant species along a moisture gradient in two geographically distant areas. Acta Botanica Neerlandica 47, 337-349.

- LAINÉ, J. & MINKKINEN, K. (1996): Forest drainage and the greenhouse effect. In VASANDER, H. (Hrsg.) Peatlands in Finland. Finnish Peatland Society, Helsinki. S. 159-164.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2013): Biotoptypenliste mit Wertvorschlägen und ergänzenden Erläuterungen für die Eingriffsregelung in NRW. http://www.lanuv.nrw.de/natur/lebensr/num_bewert.htm (18.08.2013)
- LAWA (2012): Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen. Abschlussbericht. Kassel, Göttingen.
- LENSCHOW, D. H. (1995): Micrometeorological techniques for measuring biosphere-atmosphere trace gas exchange. In: MATSON, P. & HARRIS, R. (Hrsg.) Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water. Blackwell, Oxford, S. 126-163.
- LINDSAY, R. (2010): Peatbogs and carbon: A Critical synthesis. RSPB Scotland, Edinburgh.
- LIVINGSTON, G. P. & HUTCHINSON, G. L. (1995): Enclosure-based measurements of trace gas exchanges: applications and sources of error. In: MATSON, P. & HARRIS, R. (Hrsg.) Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water. Blackwell, Oxford, S. 14-51.
- LUNG (1999): Hinweise zur Eingriffsregelung. Schriftenreihe des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg - Vorpommern. Heft 3/1999. Güstrow.
- MALJANEN, M.; SIGURDSSON, B. D.; GUÐMUNDSSON, J.; ÓSKARSSON, H.; HUTTUNEN, J. T. & MARTIKAINEN, P. J. (2010): Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences* 7, 2711-2738.
- MALTBY, E. (2009): The functional assessment of wetland ecosystems. CRC; Taylor & Francis, Boca Raton.
- MAUERSBERGER, R.; GUNNEMANN, H.; ROWINSKY, V. & BUKOWSKY, N. (2010): Das Mellenmoor bei Lychen – ein erfolgreich revitalisiertes Braunmoosmoor im Naturpark Uckermärkische Seen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 19, 182-186.
- Michaelis, P. (1997): Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstofffall. Mohr, Tübingen.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003): Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MECKLENBURG-VORPOMMERN (2009): Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore. Schwerin.
- MINKE, M.; CHUVASHOVA, H.; BURLO, A.; YAMARSHUK, T. & AUGUSTIN, J. (2011): Measuring GHG emissions from peatlands. In: TANNEBERGER, F. & WICHTMANN, W. (Hrsg.) Carbon credits from peatland rewetting. *Climate - biodiversity - land use. Science, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus.* Schweizerbart, Stuttgart, S. 30-36.
- MITSCHE, A.; SUDFELDT, C.; HEIDRICH-RISKE, H. & DRÖSCHMEISTER, R. (2005): Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* 126, 127-140.
- MONNINKHOFF, B. L. & LI, Z. (2009): Coupling FEFLOW and MIKE11 to optimise the flooding system of the Lower Havel polders in Germany. *International Journal of Water* 5, 163.

- MORTON, F. I. (1983): Operational estimates of areal evapotranspiration and their significance to the science and practice of hydrology. *Journal of Hydrology* 66, 1-76.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997): Renaturierung eines Überflutungssalzgrünlandes an der Ostseeküste. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 54, 239-263.
- MÜNCH, A. (2004): AKWA-M[®] – Teilflächenbasiertes Wasserhaushalts- und Hochwassermodell, Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH, Bannewitz.
- MUNDEL, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 20, 669-679.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- NILSSON, M.; SAGERFORS, J.; BUFFAM, I.; LAUDON, H.; ERIKSSON, T.; GRELE, A.; KLEMEDTSSON, L.; WESLIEN, P. & LINDROTH, A. (2008): Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – a significant sink after accounting for all C-fluxes. *Global Change Biology* 14, 2317-2332.
- PENMAN, J.; GYTARSKY, M.; HIRAISHI, T.; KRUG, T.; KRUGER, D.; PIPATTI, R.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. & WAGNER, F. (Hrsg.) (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IGES, Hayama.
- PETERS-STANLEY, M. & YIN, D. (2013): Maneuvering the mosaic. State of the voluntary carbon markets 2013. *Forest Trends' Ecosystem Marketplace & Bloomberg New Energy Finance*. <http://www.forest-trends.org/vcm2013.php> (17.08.2013)
- PRIESTLEY, C. H. B. & TAYLOR, R. J. (1972): On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review* 100, 81-92.
- RAYMOND, L. (2010): Beyond additionality in cap-and-trade offset policy. *Issues in Governance Studies* 36, 1–9.
- ROULET, N. T.; LAFLEUR, P. M.; RICHARD, P. J. H.; MOORE, T. R.; HUMPHREYS, E. R. & BUBIER, J. (2007): Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology* 13, 397-411.
- RÜCKER, K. & SCHRAUTZER, J. (2010): Nutrient retention function of a stream wetland complex – A high-frequency monitoring approach. *Ecological Engineering* 36, 612-622.
- RUVILLE-JACKELN, F. (1996): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms Universität, Münster.
- SACH, W. (1999): Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein. Cramer, Berlin.
- SACHTELEBEN, J. & BEHRENS, M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. BfN-Skripten 278. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SAGA UGA (2008): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA GIS). SAGA User Group Association (<http://www.saga-gis.org>).

SCHÄFER, A. (2009): Moore und Euros – die vergessenen Millionen. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 43 (4), 156-160.

SCHÄFER, A. (2012): Den Nutzen von Ökosystemleistungen indirekt sichtbar machen: Ersatz-, Schadens- und Vermeidungskosten. In: HANSJÜRGENS, B. et al. (Hrsg.) *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen*. BfN Skripten 318. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, S. 59-66.

SCHÄFER, A.; COUWENBERG, J. & JOOSTEN, H. (2012): MoorFutures®: CO₂-Zertifikate aus Moorwiedervernässung. In: HANSJÜRGENS, B. & HERKLE, S. (Hrsg.) *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Gewässer, Auen, Moore*. BfN-Skripten 319. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, S. 72-82.

SCHEFFER, B. & BLANKENBURG, J. (2002): Diffuse Stoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2002 – Sonderheft 2*: 1-118.

SCHEFFER, B. (1994): Zur Stoffdynamik in Niedermoorböden. *NNA-Berichte* 7 (2), 67-73.

SCHLEUB, U.; TREPPEL, M.; WETZEL, H.; SCHIMMING, C. G. & KLUGE, W. (2002): Interactions between hydrologic parameters, soils, and vegetation at three minerotrophic peat ecosystems. In: BROLL, G.; MERBACH, W. & PFEIFER, E. M. (Hrsg.) *Wetlands in Central Europe - Soil Organisms, Soil Ecological Processes and Trace Gas Emissions*. Springer, Berlin, S. 117-132.

SCHRAUTZER, J. (2004): *Niedermoor Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt*. Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg, Kiel.

SCHRÖDER, P. (2012): *Natürliches Moor der Landwirtschaftsbranche. Eine Studie über die rezente Entwicklung ungenutzter Moorstandorte als Beitrag zur realistischen Einschätzung von Baseline-Szenarios für Moorwiedervernässung in Mecklenburg-Vorpommern*. Diplomarbeit. Universität Greifswald.

SCHULZ, K. (2005): *Vegetations- und Standortentwicklung des wiedervernässten Grünlandes im Anklamer Stadtbruch (Mecklenburg-Vorpommern)*. Diplomarbeit. Universität Greifswald.

SCHWARZ, R. & BOLDT, A. (2012): *Kranicherfassung an den Schlafplätzen der südlichen Müritzregion 2012*. Unveröffentlichter Bericht.

SCHWILL, S.; STRAUSS, A.; NAPREENKO, M.; GUSEV, W. & HABERL, A. (2010): *100 Jahre Zehlau – Klimarelevanz eines Hochmoores in Kaliningrad, Russland*. Michael Succow Stiftung, Greifswald.

SELLIN, D. & SCHIRMEISTER, B. (2004): *Durchzug und Brut der Weißbart-Seeschwalbe im Jahr 2003 im Peenetal bei Anklam*. Ornithologischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 45, 39-44.

SETTELMYER, S. & EATON, J. (2010): *Feasibility assessment. Program design for carbon based restoration of UK peatlands*. Report funded by University of Aberdeen.

SHUTTLEWORTH, W. & WALLACE, J. (1985): *Evaporation from sparse crops - an energy combination theory*. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 111, 839-855.

- STEFFENHAGEN, P.; FRICK, A.; TIMMERMANN, T. & ZERBE, S. (2008): Satellitenbildgestützte Vegetationsklassifizierung unter besonderer Berücksichtigung dominanter Pflanzenarten. In: GELBRECHT, J.; ZAK, D. & AUGUSTIN, J. (Hrsg.) Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg- Vorpommern. Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, S. 143-144.
- STICKROTH, H.; SCHMITT, G.; ACHTZIGER, R.; NIGMANN, U.; RICHERT, E. & HEILMEIER, H. (2003): Konzept für ein naturschutzorientiertes Tierartenmonitoring des Bundes am Beispiel der Vogelfauna. Angewandte Landschaftsökologie Heft 50. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- STRAND, J. A. & WEISNER, S. E. B. (2013): Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape - experiences from Sweden. *Ecological Engineering* 56, 14-25.
- STRECK, C. (2010): The concept of additionality under the UNFCCC and the Kyoto Protocol: Implications for environmental integrity and equity. [www.ucl.ac.uk/laws/environment/docs/hongkong/The%20Concept%20of%20Additionality%20\(Charlotte%20Streck\).pdf](http://www.ucl.ac.uk/laws/environment/docs/hongkong/The%20Concept%20of%20Additionality%20(Charlotte%20Streck).pdf) (18.08.2013)
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart, Schweizerbart.
- TANNEBERGER, F. & WICHTMANN, W. (2011): Carbon credits from peatland rewetting. Climate, biodiversity, land use. Stuttgart, Schweizerbart Science Publishers.
- TEEB (2010): The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economic foundations. Earthscan, London.
- TIMMERMANN, T.; MARGÓCZI, K.; TAKÁCS, G. & VEGELIN, K. (2006): Restoration of peat-forming vegetation by rewetting species-poor fen grasslands. *Applied Vegetation Science* 9, 241-250.
- TREPEL, M. (2004): Vorschläge zur Beurteilung der redoxabhängigen Phosphorfreisetzung durch die Vernässung von Niedermoorböden. Gutachten im Auftrag des Landesamts für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer, Kiel.
- TREPEL, M. (2010): Assessing the cost-effectiveness of the water purification function of wetlands for environmental planning. *Ecological Complexity* 7, 320-326.
- TREPEL, M. & KLUGE, W. (2004): WETTRANS: a flow-path-oriented decision-support system for the assessment of water and nitrogen exchange in riparian peatlands. *Hydrological Processes* 18, 357-371.
- TUITTILA, E. S.; KOMULAINEN, V. M.; VASANDER, H. & LAINE, J. (1999): Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia* 120, 563-574.
- TUITTILA, E. S.; KOMULAINEN, V. M.; VASANDER, H.; NYKÄNEN, H.; MARTIKAINEN, P. J. & LAINE, J. (2000): Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6, 569-581.

- UMWELTPLAN (2003): Erfassung mit dem Grundwasser in Verbindung stehender Oberflächengewässersysteme und Landökosysteme (Projekt-Nr. 13115-00). Umwelt-Plan GmbH, Stralsund.
- USACE (2010): HEC-RAS River Analysis System. US Army Corps of Engineers - Hydrologic Engineering Center.
- VAN BEEK, C. L.; DROOGERS, P.; VAN HARDEVELD, H. A.; VAN DEN EERTWEGH, G. A. P. H.; VELTHOF, G. L. & OENEMA, O. (2007): Leaching of Solutes from an Intensively Managed Peat Soil to Surface Water. *Water Air and Soil Pollution* 182 (1), 291-301.
- VAN DE AKKER, J. J. H.; KUIKMAN, P. J.; DE VRIES, F.; HOVING, I.; PLEIJTER, M.; HENDRIKS, R. F. A.; WOLLESWINKEL, R. J.; SIMONES, R. T. L. & KWAKERNAAK, C. (2008): Emission of CO₂ from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. In: FARRELL, C. & FEEHAN, J. (Hrsg.), *Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise Use – The Future of Peatlands, Vol. 1 Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8-13 June 2008*. International Peat Society, Jyväskylä. S. 645–648.
- VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A.; VAN BEUSICHEM, M. L. & O. Oenema (1999): Methane emissions from wet grasslands on peat soil in a nature reserve. *Biogeochemistry* 44, 205-220.
- VAN HUISSTEDEN, J.; VAN DEN BOS, R. & MARTICORENA ALVAREZ, I. (2006): Modelling the effect of water-table management on CO₂ and CH₄ fluxes from peat soils. *Geologie en Mijnbouw* 85, 3-18.
- VCS (2012): Verified Carbon Standard Version 3.3. <http://www.v-c-s.org/sites/v-c-s.org/files/VCS%20Standard%2C%20v3.3.pdf> (17.08.2013).
- VEENENDAAL, E. M.; KOLLE, O.; LEFFELAAR, P. A.; SCHRIER-UIJL, A. P.; VAN HUISSTEDEN, J.; VAN WALSEM, J.; MÖLLER, F. & BERENDSE, F. (2007): CO₂ exchange and carbon balance in two grassland sites on eutrophic drained peat soils. *Biogeosciences* 4, 1027-1040.
- VEGELIN, K.; SCHULZ, K.; OLSTHOORN, G. & WACHLIN, V. (2009): Erfolgskontrolle Polder Randow-Rustow 2008. Gebietszustand im 9. Jahr der geregelten Wiedervernässung (2008). Unveröffentlichter Bericht.
- WEBER, B. (2010): Test and application of a vegetation based CO₂ and CH₄ flux estimate from three ombrogenic and topogenic peatlands in Southern Germany. MSc. Thesis University of Uppsala / Stuttgart-Hohenheim.
- WILD, U. & PFADENHAUER, J. (1997): N dynamics on fen restoration areas. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27, 235-242.
- WILSNACK, M. M.; WELTER, D. E.; MONTOYA, A. M.; RESTREPO, J. I. & OBEYSEKERA, J. (2001): Simulating flow in regional wetlands with the MODFLOW wetlands package. *Journal of the American Water Resources Association* 37, 655-674.
- WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (1987): Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. <http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf> (18.08.2013)

WRANIK, W.; MEITZNER, V. & MARTSCHEI, T. (2008): Verbreitungsatlas der Heuschrecken Mecklenburg-Vorpommerns. Beiträge zur floristischen und faunistischen Erforschung des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Friedland.

ZAK, D.; WAGNER, C.; PAYER, B.; AUGUSTIN, J. & GELBRECHT, J. (2010): Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20, 1336-1349.

Anhang 1: Treibhausgas-Emissions-Standort-Typen (GEST) mit typischen Vegetationsformen in NO-Deutschland sowie Schätzungen der THG-Flüsse und Emissionsfaktoren (verändert nach COUWENBERG et al. 2011).

Vegetationstyp	Wasserstufe	Typische Vegetationsformen	CO ₂ -Emissionen (t CO ₂ -Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹)	CH ₄ -Emissionen (t CO ₂ -Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹)	Emissionsfaktor (t CO ₂ -Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹)
Vegetationsloser Torf	3+	-	7,0 (±2,6) für aktive Abtorfungsflächen (n = 12) / 7,4 (±0,9) für aufgelassene Abtorfungsflächen (n = 3); MALJANEN et al. (2010)	0,4 (±0,6) für aktive Abtorfungsflächen (n = 13) / 0,06 (±0,0) für aufgelassene Abtorfungsflächen (n = 2); MALJANEN et al. (2010)	7,5
Eriophorum	3+		3,3 (±2,1) (n = 8); TUUTTILA et al. (1999), MALJANEN et al. (2010)	0,3 (±0,1) (n = 8); TUUTTILA et al. (2000), MALJANEN et al. (2010)	3,5
Hochmoorheide	3+ (feucht)		12,6 (±4,0) (n = 3); DRÖSLER (2005)	vernachlässigbar; DRÖSLER (2005)	12,5
Hochmoorheide	4+ (sehr feucht)		9,0; DRÖSLER (2005)	0,7; DRÖSLER (2005)	10,0
Sphagnum-Bulten	4+/5+ (moderat nasse)	Bunter Torfmoosrasen	vernachlässigbar	0,7 (±0,2) (n = 4); BORTOLUZZI et al. (2006)	0,5
Sphagnum-Rasen	5+	Grüner Torfmoosrasen	vernachlässigbar	5,2 (±3,2) (n = 5); DRÖSLER (2005)	5,0
<i>Sphagnum</i> -Schlenken	6+ (sehr nass)	Grüne Torfmooschlenke	vernachlässigbar	12,8; DRÖSLER (2005)	12,5
Wiesen mit Hochstauden	2+ (moderat feucht), 3+/2+	Kohldistel-Glatthaferwiese, Pfeifengras-Schmielen-Staudenflur	keine Daten; etwas niedriger als moderat feuchtes Intensivgrünland angenommen	vernachlässigbar; COUWENBERG (2009), MALJANEN et al. (2010)	20,0
Wiesen mit Hochstauden	3+ (feucht)	Mädesüß-Kohldistel-Staudenflur, Hohlzahn-Pfeifengras-Staudenflur	keine Daten; ähnliche Hochmoorflächen: 12,6 (±4,0) (n = 3); DRÖSLER (2005)	vernachlässigbar; COUWENBERG (2009)	12,5
Riede und Röhrichte	4+	Nachtschatten-Schilf-Röhricht, Sumpf-Seggen-Ried	keine Daten; als nahe Null angenommen	3,5 (±1,6) (n = 12); VAN DEN POL-VAN DASSELAAR et al. (1999), VAN HUISSTEDEN et al. (2006), HENDRIKS et al. (2007)	3,5
Riede und Röhrichte	5+	Zungenhahnenfuß-Großseggenried, Schlankseggenried	-4,1 (±4,3) (n = 4); BONNEVILLE et al. (2008), DRÖSLER (2008)	12,7 (±8,4) (n = 10); AUGUSTIN (2003, unveröff.), DRÖSLER (2008)	8,5
Intensivgrünland	2+		24,1 (±8,2) (n = 14); MUNDEL (1976), JACOBS et al. (2003), VEENENDAAL et al. (2007), DRÖS-	vernachlässigbar; COUWENBERG (2009), MALJANEN et al. (2010)	24,0

Vegetationstyp	Wasserstufe	Typische Vegetationsformen	CO ₂ -Emissionen (t CO ₂ -Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹)	CH ₄ -Emissionen (t CO ₂ -Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹)	Emissionsfaktor (t CO ₂ -Äq. ha ⁻¹ a ⁻¹)
			LER (2008), AUGUSTIN (unveröff.)		
Intensivgrünland	3+		15,5 (n = 2) VE-ENENDAAL et al. (2007)	vernachlässigbar; COUWENBERG (2009)	15,0
Intensivgrünland	4+		keine zuverlässigen Daten; zwischen 0 und ~15 (JACOBS et al. 2003) angenommen	vernachlässigbar; COUWENBERG (2009)	7,5
Kurzrasiges Grünland	5+		1,4 (±3,5) (n = 4); AUGUSTIN (unpubl.)	3.1 (±3.5) (n = 4); AUGUSTIN (unveröff.)	5,5
Kurzrasiges Grünland	6+		keine Daten; als nahe Null angenommen	Potenziell extrem hoch, bis 77 (AUGUSTIN & CHOJNICKI 2008; AUGUSTIN, unveröff.)	

Anhang 2: Übersicht zu N-Austrägen aus Mooren bei unterschiedlicher Vegetation und Entwässerung nach verschiedenen Autoren als Grundlage der N-Emissions-Standort-Typen (NEST) für Mitteleuropa.

Vegetationstyp	Wasserstände cm unter Flur	N-Austrag kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Quelle
Hochmoor			
Unkultiviert		8-13	SCHEFFER & BLANKENBURG (2002)
Grünland		2-30	SCHEFFER & BLANKENBURG (2002)
Acker		10-40	SCHEFFER (1994)
Niedermoor			
Unkultiviert		0-10	SCHEFFER & BLANKENBURG (2002)
Naturnah (Mittelwert)		12	LAWA (2012)
Naturnah (Maximum)		62	LAWA (2012)
Erlenbruch	-42	16	KALBITZ (1998)
Erlenbruch	-42	11	KALBITZ (1998)
Erlenbruch		5	SCHLEUB ET AL. (2002)
Erlenbruch		20	SCHLEUB ET AL. (2002)
Erlenbruch	flurnah	25	BUSSE & GUNKEL (2002)
Kleinseggenrasen		21	KOERSELMANN & VERHOEVEN (1992)
Kleinseggenrasen		8	KOERSELMANN & VERHOEVEN (1992)
Feuchtwiese, basenarm, eutraphent	-24 bis -41	2	RUVILLE-JACKELEN (1996)
Flutrasen		14	HENDRIKS (1993)
Flutrasen		19	HENDRIKS (1993)
Flutrasen		16	HENDRIKS (1993)
Flutrasen		4	RUVILLE-JACKELEN (1996)
Flutrasen		4	RUVILLE-JACKELEN (1996)
Flutrasen		2	HOFFMANN ET AL. (1993)
Flutrasen mit Röhrichtarten	- 8 bis -19	< 10	SACH (1999)
Sukzessionsflächen	-32	0,4	KALBITZ (1998)
Sukzessionsflächen	-32	0,6	KALBITZ (1998)
Röhricht		10	KOERSELMANN & VERHOEVEN (1992)
Extensivgrünland	-43	0,2	KALBITZ (1998)
Extensivgrünland	-43	2	KALBITZ (1998)
Grünland, sauer		10-30	SCHEFFER & BLANKENBURG (2002)
Grünland, basenreich		10-20	SCHEFFER & BLANKENBURG (2002)
Grünland		18	WILD & PFADENHAUER (1997)
Grünland		32 (1/2 a ⁻¹)	GERTH & MATTHEY (1991)
Grünland		23 (1/2 a ⁻¹)	GERTH & MATTHEY (1991)

Vegetationstyp	Wasserstände cm unter Flur	N-Austrag kg N ha⁻¹ a⁻¹	Quelle
Grünland		21-52	FRATERS ET AL. (2012)
Grünland		30	FRATERS ET AL. (2012)
Grünland	-48	38	VAN BEEK ET AL. (2007)
Grünland		18	KIRKHAM & WILKENS(1993)
Grünland		30	KIRKHAM & WILKENS (1993)
Grünland		88	KIRKHAM & WILKENS (1993)
Grünland-Basalgesellschaft	-25 bis -36	< 10	SACH (1999)
Grünland		32	VAN BEEK ET AL. (2004)
Grünland		15-32	VAN BEEK ET AL. (2004)
Niedermoor, Acker, basenreich		20-40	SCHEFFER & BLANKENBURG (2002)
Niedermoor, Acker, kalkreich		40-80	SCHEFFER & BLANKENBURG (2002)
Acker (Mais)	-80 bis -120	122	BEHRENDT ET AL. (2004)

Anhang 3: Vegetationsspezifische Energiebilanzkomponenten für Klimastationen in/um Mecklenburg-Vorpommern (Beobachtungszeitraum 1997-2011) als Grundlage der Evapotranspirations-Energie-Standort-Typen (EEST).

Landnutzung	Jahresmittel [W/m²]	Hamburg-Fuhlsbüttel	mm/a	kW/ha	Schwerin	mm/a	kW/ha	Marnitz	mm/a	kW/ha	Rostock-Warnemünde	mm/a	kW/ha	Neuruppin	mm/a	kW/ha	Greifswald	mm/a	kW/ha	Angermünde	mm/a	kW/ha
Wasser	RN	63	806		66	845		66	845		70	896		70	896		68	870		68	870	
	ET	62	790		62	796		59	759		68	864		61	786		61	784		63	808	
	H+G	1	16	13	4	49	38	7	86	67	3	32	25	9	110	86	7	86	68	5	62	49
Moorwald	RN	51	653		54	691		54	691		57	730		57	730		55	704		56	717	
	ET	45	581		46	595		45	582		48	615		46	593		48	611		48	614	
	H+G	6	72	56	8	96	75	9	109	85	9	115	90	11	137	107	7	93	73	8	103	80
Niedermoor Schilf	RN	62	794		64	819		64	819		67	858		67	858		65	832		66	845	
	ET	48	616		49	633		51	656		51	658		50	640		50	638		49	630	
	H+G	14	178	139	15	186	145	13	163	128	16	200	156	17	218	170	15	194	152	17	215	168
Niedermoor Seggen	RN	56	717		59	755		58	742		62	794		62	794		60	768		61	781	
	ET	45	573		46	589		45	580		48	612		46	594		46	594		46	585	
	H+G	11	144	112	13	166	130	13	162	127	14	182	142	16	200	156	14	174	136	15	196	153
Hochmoor waldfrei	RN	57	730		60	768		60	768		63	806		63	806		61	781		62	794	
	ET	43	554		45	570		44	562		46	587		44	568		45	573		44	558	
	H+G	14	176	137	15	198	155	16	206	161	17	219	171	19	238	186	16	208	162	18	236	184
Acker tief entwässert [GWFlab > 1m]	RN	50	640		53	678		52	666		56	717		56	717		54	691		55	704	
	ET	32	411		31	403		30	382		35	449		31	395		32	406		30	390	
	H+G	18	229	179	22	275	215	22	284	222	21	268	209	25	322	251	22	285	223	25	314	245
Niedermoor-Grünland [GWFlab > 1m]	RN	52	666		54	691		54	691		57	730		58	742		56	717		56	717	
	ET	27	350		28	355		28	354		29	370		28	357		28	362		26	333	
	H+G	25	316	247	26	336	263	26	337	263	28	360	281	30	385	301	28	355	277	30	384	300
Niedermoor-Grünland [GWFlab = 0.75 - 1m]	RN	52	666		54	691		54	691		57	730		58	742		56	717		56	717	
	ET	32	415		33	416		32	411		33	424		37	474		36	459		33	421	
	H+G	20	251	196	22	275	215	22	280	219	24	306	239	21	268	210	20	258	201	23	296	231
Niedermoor-Grünland [GWFlab = 0.5 - 0.75 m]	RN	52	666		54	691		54	691		57	730		58	742		56	717		56	717	
	ET	35	447		35	449		34	436		36	464		38	486		37	475		35	445	
	H+G	17	219	171	19	242	189	20	255	199	21	266	208	20	256	200	19	242	189	21	272	212
Niedermoor-Grünland [GWFlab = 0.25 - 0.5 m]	RN	52	666		54	691		54	691		57	730		58	742		56	717		56	717	
	ET	41	527		42	534		42	534		44	559		43	548		43	544		40	509	
	H+G	11	139	108	12	157	123	12	157	123	13	171	133	15	194	152	14	173	135	16	208	162
Niedermoor-Grünland [GWFlab = 0.1 - 0.25 m]	RN	52	666		54	691		54	691		57	730		58	742		56	717		56	717	
	ET	43	546		43	553		43	552		46	584		44	565		44	561		44	558	
	H+G	9	120	93	11	138	108	11	139	109	11	146	114	14	177	139	12	156	122	12	159	124
Niedermoor-Grünland [GWFlab = 0 - 0.1 m]	RN	52	666		54	691		54	691		57	730		58	742		56	717		56	717	
	ET	44	562		45	576		44	568		47	602		46	585		46	583		45	573	
	H+G	8	104	81	9	115	90	10	123	96	10	128	100	12	157	123	10	134	105	11	144	112

Umrechnung zum Vergleich mit Energieflüssen gemäß IPCC: $1 \text{ kW ha}^{-1} = 0,1 \text{ W m}^{-2}$.
 GWFlab = Grundwasserflurabstand. Die Jahresmittel (W m^{-2}) für RN (Strahlungsbilanz), ET (reale Verdunstung) und H+G (Restglied der Energiebilanz) sind jeweils in der Spalte unter dem Namen der Klimastation dargestellt.