

Aufgabenstellung zum Studienprojekt

Thema: Wiedervernässung von Niedermooren

Aufgaben:

1. Beschreibung der Entstehung und Degradierung von Niedermooren in Hinblick auf Wasser- und Stoffhaushalt
2. Allgemeines zur Wiedervernässung: Methoden, Wasserbedarf, Stoffhaushalt
3. Literaturrecherche zu durchgeführten Wiedervernässungsverfahren: Beschreibung der Renaturierungsmaßnahmen, Ergebnisse, Probleme
4. Darstellung und Vergleich mit den Vernässungsmaßnahmen im Bereich des Nuthegrabens

Umfang: 10 SWS

Autor: Norman Pitruff

Betreuer: Florian Jenn
Lehrstuhl Umweltgeologie

bestätigt durch
Lehrstuhlleiter:
Prof. Dr. rer. nat. habil. H.-J. Voigt

ausgegeben am: 09.04.2009

Abgabe am:
(Datumsstempel)

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Zusammenfassung

1. Einleitung

- 1.1. Definition Moor
- 1.2. Funktionen naturnaher Moore
- 1.3. Bildung von Mooren
 - 1.3.1. Entstehungsbedingungen
 - 1.3.2. Moorhydrologischen Hauptsätze
 - 1.3.3. Torfbildung
- 1.4. Verteilung von Mooren

2. Störung von Mooren

- 2.1. Störung von Mooren
- 2.2. Standort- und Vegetationsveränderung durch Störung
 - 2.2.1. Torfmineralisation
 - 2.2.2. Stofffreisetzung durch Entwässerung – Freisetzung klimarelevanter Spurengase
 - 2.2.3. Teufelskreis Moorentwässerung
 - 2.2.4. Auswirkungen auf Wasserhaushalt und Gewässerschutz
 - 2.2.5. Auswirkung auf Vegetation
- 2.3. Bilanz zum Moorverlust

3. Wiedervernässung von Niedermooren

- 3.1. Renaturierung von Feuchtgebieten
- 3.2. Wiedervernässung
 - 3.2.1. Verfahren zur Wiedervernässung von Niedermooren
 - 3.2.2. Probleme bei Wiedervernässung
 - 3.2.3. Spez. Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalem Abwasser
- 3.3. Stofffreisetzung aus wiedervernässten Niedermooren
 - 3.3.1. Einfluss der Wiedervernässung auf Stofffreisetzung
 - 3.3.1.1. Kohlenstoff-Dynamik
 - 3.3.1.2. Stickstoff-Dynamik
 - 3.3.1.3. Phosphor-Dynamik
 - 3.3.1.4. weitere Stoffe
 - 3.3.2. Abschätzung der Emissions-Zeiträume
 - 3.3.3. Vegetationsdynamik
- 3.4. Bsp. für aktuelle Wiedervernässungsversuche

4. Praktische Umsetzung am Bsp. Nuthegraben

5. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

6. Literaturverzeichnis

Abbildungen:

Abbildung 1: Niedermoor am Ufer des Dümmers (Niedersachsen) (Quelle: http://www.bildergalerie-diepholz.de/html/niedermoor.html).....	- 5 -
Abbildung 2: Verteilung der Moore weltweit (Lappalainen, 1996).....	- 9 -
Abbildung 3: Zeitlicher Einfluss der Entwässerung im Moor auf Gefüge, Sackung und Durchlässigkeit (Zeit, 2002).....	- 13 -
Abbildung 4: Emissionen aus Niedermooren bei unterschiedlicher Nutzung (verändert nach (Höper, 2007)).....	- 16 -
Abbildung 5: Teufelskreis der Moorentwässerung nach Succow & Joosten (2001) in (Amt für Bauen, Denkmalpflege und Naturschutz Schleswig Holstein [Hrsg.], 2008).....	- 19 -
Abbildung 6: Quecken-Grasland auf degradiertem Mulm Standort des Zauchwitzer Busches (LUA, 1998).....	- 22 -
Abbildung 7: Prinzip Staurieselung nach (Wilke, 2009)	- 27 -
Abbildung 8: Prinzip Hangrieselung nach (Wilke, 2009).....	- 28 -
Abbildung 9: Stoffliche Veränderung in Niedermooren infolge Entwässerung und landwirtschaftlicher Nutzung (oben) und mögliche Veränderungen nach Wiedervernässung (unten) (Leinweber & Schlichting, 2002)	- 31 -
Abbildung 10: Phosphor-Dynamik nach Wiedervernässung eines Moors nach (Leinweber & Schlichting, 2002)	- 35 -
Abbildung 11: P-Konzentration im Porenwasser verschiedener Moore in Brandenburg (natürliche Moore: Dolgensee und Luchsee, Wierichwiesen bei Bad Saarow, Triebsee; kürzlich wiedervernässte Moore: Spreeniederung und Nuthe-Nieplitzniederung; seit ca. 50Jahren wiedervernässtes Moore: Schlaubetal) nach (Gelbrecht et al., 2002).....	- 36 -
Abbildung 12: Übersichtskarte Nuthe-Nieplitz-Niederung (LUA, 1998)	- 42 -

Abbildung 13: Pfefferfließ in der Nuthe-Nieplitz-Niederung (Panoramio).....	- 43 -
Abbildung 14: Vorhaben der Südaleitung, Projektskizze und AEP-Gebiet (Kompetenzzentrum Wasser Berlin, 2005).....	- 44 -
Abbildung 15: Nuthegraben (http://www.geocaching.com/seek/gallery.aspx?guid=4efafca1-129a-4bd7-bb8b-f37775d92353)	- 47 -
Abbildung 16: Klimatische Wasserbilanz Brandenburgs 1961 – 90 (MLUR, 2003)	- 54 -

Tabellen:

Tabelle 1: Änderungen der Stoffkonzentrationen im abfließenden Wasser im Vergleich zu dem das Moor speisenden Grundwasser (wachsendes Moor) nach Gelbrecht et al. (2002)..	- 4 -
Tabelle 2: Eigenschaften ausgewählter Treibhausgase (BMBF, 2003)	- 17 -
Tabelle 3: Bedingungen zur Niedermoor-Wiedervernässung in Abhängigkeit von Topographie, Durchlässigkeit und Wassermenge ;verändert nach (Eggelsmann, 1989).....	- 28 -
Tabelle 4: Gesamtabstschätzung der klimatischen Wirksamkeit differenzierter Niedermoornutzung nach (Kratz & Pfadenhauer, 2001)	- 33 -
Tabelle 5: Phasen der Niedermoor-Rückentwicklung (Kuntze & Eggelsmann, 1981)	- 39 -
Tabelle 6: Paludikulturen auf vormals degradierten Niedermooren (verändert nach (Wichtmann, 2009) u. (Müller et al. , 2005)).....	- 52 -
Tabelle 7: Vergleich der Untersuchungsgebiete Nuthe-Nipelitz-Niederung und BUL-Nuthegraben	- 58 -

Zusammenfassung:

Die vorliegende Studienarbeit befasst sich im ersten Teil mit Mooren im Allgemeinen. Nach der Definition des Moor-Begriffes und der Beschreibung der wesentlichen Funktionen naturnaher Moore wird auf die Bildung und Verteilung von Mooren eingegangen.

Im Anschluss werden die wichtigsten Ursachen und Auswirkungen der Störung von Mooren beschrieben. Ein Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Standort- und Vegetationsveränderung sowie der Stofffreisetzung, speziell von klimarelevanten Spurengasen, aus gestörten Niedermooren.

Der zweite Teil der Arbeit beschäftigt sich mit der Wiedervernässung von Niedermooren. Es werden unterschiedliche Ansätze und Verfahren zur Vernässung von Niedermooren aufgezeigt und im Hinblick auf ihre Wirkung bewertet. Anschließend wird auf die Stofffreisetzung aus wiedervernässten Niedermooren eingegangen. Ziel dabei ist das Aufzeigen von Möglichkeiten zur effektiven und klimaschonenden Wiedervernässung von Niedermooren. Im Anschluss wird als Beispiel für ein aktuelles Wiedervernässungsprojekt exemplarisch die Renaturierung der Nuthe-Nieplitz-Niederung beschrieben.

Der dritte Teil der Arbeit befasst sich mit der Wiedervernässung des Nuthegrabens und der ihn umgebenden Niederungen. Dabei wird speziell auf die Möglichkeit der Nutzung von weitergehend gereinigtem Abwasser bei der Vernässung eingegangen.

Abschließend wird ein Vergleich der zwei genauer betrachteten Untersuchungsgebiete vorgenommen.

1. Einleitung

1.1. Definition Moor

Moore sind nach gängiger Definition hydromorphe Böden mit einem mehr als 3dm mächtigem Torfhorizont oder einer Folge von Torfschichten (Scheffer & Schachtschabel, 2002). In der Bodenkunde entspricht Torf einem organischen Anteil von mehr als 30% (BGR, 2005).

Allg. erfolgt eine Einteilung in ombrogene, d.h. vorwiegend von Regenwasser gespeiste, Hochmoore sowie in topogene bzw. minerotrophe, d.h. hauptsächlich von Grund- und Oberflächenwasser und den darin enthaltenen Mineralien ernährte, Niedermoore (Succow & Joosten, 2001).

Moore und Moorlandschaften sind generell von Feuchteüberschuss geprägte Landschaften. Dies umfasst nach Succow & Joosten (2001) auch Gebiete, in denen kein Torf vorhanden ist, jedoch eine Torfbildung möglich wäre. Das gilt z.B. für rezente Sümpfe (Succow & Joosten, 2001). Torfe entstehen durch die Akkumulation von organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen. Dadurch ist keine Humifizierung oder Mineralisierung der organische Substanz möglich (Vogel, 2002).

Nach Göttlich (1990) kann eine Gliederung der Moore nach dem Anteil der organischen Substanz vorgenommen werden in:

- **Moor** (75-100% organische Substanz)
- **Anmoor** (15-75% organische Substanz)
- **Mineralboden** (0-15% organische Substanz)

Verschiedene andere Autoren verwenden bereits ab einem Anteil von mehr als 30% organischer Substanz den Begriff Moor (BGR, 2005), (Scheffer & Schachtschabel, 2002), (Succow & Joosten, 2001), (Succow, 1986).

1.2.Funktionen von Mooren

Moore können die meisten Funktionen nur im naturnahen Zustand erfüllen. Dieser lässt sich anhand biotischer Faktoren der Flora und Fauna (z.B. Merkmale der Vegetation) und abiotischer Faktoren (z.B. den Merkmalen des Wasser- und Stoffhaushaltes) definieren. Dabei kann nur ein ökologisch intaktes Moor die volle Funktionsfähigkeit gewährleisten, welche mit der Akkumulation von Torf und einer maximalen Vernässung verknüpft sind (Kratz & Pfadenhauer, 2001). Als Verbindungsglied zwischen limnischen und terrestrischen Ökosystemen hat die Erfüllung dieser Rolle eine besondere Bedeutung für beide Systeme (Kuntze, 1988).

Nach Kratz & Pfadenhauer (2001) kann eine Einteilung der wesentlichen ökosystemaren Funktionen vorgenommen werden in:

- **Lebensraumfunktion**
- **Regelungsfunktion**

Die Lebensraumfunktion umfasst die Anwesenheit langfristig überlebensfähiger Populationen von Arten, die mittelbar oder unmittelbar an ständigen oder periodischen Wasserstau angepasst sind. Daneben beinhaltet es das Vorhandensein von biotischen Prozessen, welche die langfristige Existenz o.g. Arten und ihrer Lebensgemeinschaften sicherstellt.

Die Regelungsfunktion ist gekennzeichnet durch das Auftreten abiotischer Prozesse, welche die Einwanderung und Etablierung von Arten ermöglichen, die an eine überwiegende Vernässung angepasst sind. Dabei ist das Auftreten von Überschussbedingungen eine Grundvoraussetzung für die Ansiedlung moortypischer Arten (Kratz & Pfadenhauer, 2001).

Neben dieser relativ groben Einteilung der wichtigsten Funktionen von Mooren kann auch eine genauere Unterscheidung vorgenommen werden.

Die Filtereigenschaft der Moore ist entscheidend für den Rückhalt von Schadstoffen und verhindert bzw. reduziert damit eine Verschmutzung umliegender Gewässer. Durch den Einbau von C, N und P in der Biomasse und den Torfen, den Ionenaustauschreaktionen am Torfkörper sowie der Nitrat- und Sulfatreduktion und der Fällung von Eisensulfiden kommt es in naturnahen Mooren zu einem effektiven Schadstoffrückhalt (Gelbrecht et al., 2002).

Als Stoffsenken bilden Moore enorme Kohlenstoff- und Stickstoffspeicher und dienen ebenfalls als Sedimentations- und Ablagerungsraum für mineralische Stoffe (Hutter, 1997).

Die besonders hohe Wasserspeicherkapazität naturnaher Moore sorgt für eine Reduzierung von Abflussspitzen bei Starkniederschlägen und kann in Trockenphasen durch einen langsamen Abfluss den Wassermangel vermindern (Göttlich, 1990), (Hirzel, 2001), (Walentowski et al., 2008). Die allg. hohen Evapotranspirationsraten werden wesentlich durch die vorhandene Vegetation bestimmt. Moor-Grünlandflächen und verholzte Moore weisen dabei besonders hohe Transpirationsraten von 2-4 mm/d auf (Dierssen, 2001).

Beim Austritt des Moorwassers kommt es durch den Wechsel von anaeroben zu aeroben Verhältnissen zur Oxidation von Fe(II) und zur Fällung von Fe(III)Hydroxiden/Oxidhydraten. An diesen Hydroxiden/Oxidhydraten kommt es zur Sorption von P, Anionen/Kationen und DOC (dissolved organic carbon – gelöster organischer Kohlenstoff) (Gelbrecht et al., 2002). Tabelle 1 gibt einen Überblick über die wichtigsten Änderungen der Stoffkonzentrationen in einem naturnahen, grundwassergespeistem Moor.

Tabelle 1: Änderungen der Stoffkonzentrationen im abfließenden Wasser im Vergleich zu dem das Moor speisenden Grundwasser (wachsendes Moor) nach Gelbrecht et al. (2002)

Stoff	Prozess	Konzentrationsänderung
Nitrat (falls vorhanden)	Denitrifikation	vollständige Abnahme
Phosphor	Sorption an Fe(II)Hydroxide/Oxidhydraten	Rückgang
Sulfat	Reduktion zu Sulfid	deutlicher Rückgang
Eisen (II)	Oxidation	deutlicher Rückgang
Calcium	Fällung	Rückgang
Anorganischer Kohlenstoff (DIC)	Sorption an Fe(II)Hydroxide/Oxidhydraten	Rückgang
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	Mineralisation organischer Substanz	Zunahme

Moore fungieren weiterhin als Archive der Vegetations-, Klima- und Nutzungsgeschichte ihres Einzugsgebietes. Aus den Torfprofilen lässt sich die postglaziale Erdgeschichte der jeweiligen Gebiete herleiten (Stackebrandt, 1993). Durch Pollenanalysen kann die Vegetation seit der Entstehung bestimmt werden, der Nachweis von Schwermetallen und o.ä. lässt auf die Kultur- und Nutzungsgeschichte schließen (Hirzel, 2001), (Hutter, 1997). Daneben bilden Moore teilweise letzte Rückzugsräume für glaziale Reliktarten. Dies sind Spezies, welche in den Kaltzeiten des Pleistozäns und im Präboreal weit verbreitet waren und durch die Klimaentwicklung nach der Eiszeit ständig an Lebensraum verloren haben (Walentowski et al., 2008).

Abbildung 1: Niedermoor am Ufer des Dümmers (Niedersachsen) (Quelle: <http://www.bildergalerie-diepholz.de/html/niedermoor.html>)



1.3. Bildung von Mooren

Bei der Entstehung von Mooren kann zwischen einer **primären Entwicklung** aus dem mineralischen Naturraum und der **sekundären Entwicklung** aus einem primären Moortyp nach Veränderung des Wasserregimes unterschieden werden. So sind Versumpfungs-, Hang-, Quell-, Überflutungs- und Verlandungsmoore typische Niedermoorformen, welche aus einer primären Entwicklung entstanden sind. In der Folge können darauf sekundär gebildete Durchströmungs- und Kesselmoore entstehen (Succow & Joosten, 2001). Daneben bestimmen Faktoren wie Trophie, Säure-Basen Verhältnis u.ä. die Entwicklung und Herausbildung der einzelnen Moortypen (Eggelsmann, 1989).

1.3.1. Entstehungsbedingungen

Das Vorkommen von Mooren ist nach Hutter (1997) an zwei wesentliche Faktoren gebunden:

- hohe Wasserzufuhr durch Niederschläge oder Grundwasser
- geeignete Landschaftsformen, z.B. Mulden oder flach geneigte Ebenen

Gebiete, welche diese beiden Bedingungen erfüllen, sind u.a. das norddeutsche Tiefland, die höheren Lagen der Mittelgebirge und die niederschlagsreichen Alpenregionen. Der zeitweilige oder permanente Wasserüberschuss ist dabei der entscheidende Standortfaktor für ein intaktes Moor (Hutter, 1997).

Darüber hinaus können auch anthropogene Einflüsse das Verbreitungsgebiet von Mooren beeinflussen. So führt z.B. eine Rodung und Entwaldung der Landschaft i.d.R. zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels und kann damit Ursache für eine verstärkte Bildung von Versumpfungs- und Kesselmooren sein (Hutter, 1997).

1.3.2. Moorhydrologische Hauptsätze

Nach Succow & Joosten (2001) gibt es einige grundlegende hydrologische Eigenschaften, welche Moore von mineralischen Standorten unterscheiden. Diese können in Form der „moorhydrologischen Hauptsätze“ festgehalten werden.

1. Das Wasser muss im langfristigen Mittel nahe an, in oder über der Oberfläche stehen, damit es zur Akkumulation von Torf kommen kann und das Moor wächst.

Aus dem ersten Hauptsatz lassen sich die moorhydrologischen Eigenschaften, wie hohe Verdunstungsraten, großer statischer und kleiner dynamischer Speicher, ableiten. Er stellt eine notwendige Randbedingung für die Torfakkumulation dar, ist jedoch nicht die einzige Voraussetzung für die Entstehung eines Moores.

2. Durch Oxidationsprozesse und Druck verändern sich die hydraulischen Eigenschaften des Torfes, insbesondere verändern sich die Porengrößen, Porositäten, Speicherkoeffizienten und die hydraulische Leitfähigkeit

Der zweite Hauptsatz sagt aus, dass die meisten im Torf ablaufenden Prozesse vom hydrologischem Regime und damit direkt vom Wasser- bzw. Grundwasserstand abhängig sind (Succow & Joosten, 2001).

1.3.3. Torfbildung

Wachsende Moore besitzen im Stoffhaushalt der Erde eine Sonderstellung da sie eine langfristig positive Stoffbilanz aufweisen. Die Stoffspeicherung erfolgt, im Gegensatz zu Mudden, welche vorwiegend aus Sediment gebildet werden, hauptsächlich als Torf (Succow & Joosten, 2001). Moore können jedoch nur wachsen, solange es unter anaeroben Bedingungen zu einer Torfspeicherung kommt. In einigen Regionen kann es zu einer Torfakkumulation von 2mm oder mehr pro Jahr kommen (Schrautzer, 2001). Das Torfwachstum ist dabei neben dem Ausgangsmaterial auch vom Wachstumsstadium des Moores, dem vorherrschenden Klima, dem Moortyp und der Trophiestufe abhängig (Hutter, 1997), (Höper, 2007).

Torfe sind organische, sedimentäre Ablagerungen, welche im wassergesättigtem Milieu durch Anhäufung von unvollständig zersetztem Pflanzenmaterial gebildet werden (BGR, 2005). Die abgestorbenen Pflanzenreste sind dabei auf Grund des durch die Wassersättigung verursachten Sauerstoffmangels nicht vollständig abgebaut, so dass die Struktur teilweise noch erkennbar ist (Succow & Joosten, 2001). Die Vegetation ist somit maßgeblich an der Torfbildung beteiligt. Sie liefert die Biomasse und bestimmt damit die Qualität der Torfe durch die Menge und die chemische Zusammensetzung des Ausgangsmaterials (Zeitze, 1997). Niedermoortorfe sind häufig stark humifiziert und schwarz. Sie bilden sich vorwiegend aus Schilf, Seggen und Erlen (Hirzel, 2001). Durch die intensive anaerobe Zersetzung bleibt meist nur die Wurzelstreu erhalten. Niedermoortorfbildende Pflanzen sind zumeist eutroph, d.h. hochproduktiv, und können somit besonders hohe Mengen an Nähr- und Mineralstoffen speichern (Kuntze, 1988).

Hochmoortorfe sind dagegen meist nur mittel bis schwach zersetzt, man spricht dementsprechend von Schwarz- oder Weißtorfen. Sie bilden sich hauptsächlich aus Torfmoosen (Hirzel, 2001). Hier sind Pflanzenreste oft mit dem bloßen Auge erkennbar (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

In naturnahen Mooren findet ständig Torfwachstum statt. Es herrscht eine positive Stoffbilanz vor, d.h., die Produktion übersteigt den Abbau des anfallenden Materials (Walentowski et al., 2008). Dies kann einerseits durch eine gesteigerte Produktion von organischem Material, z.B. durch erhöhte CO₂-Konzentrationen im Boden, ausgelöst sein. Andererseits kann die positive Stoffbilanz auch durch einen gehemmten Abbau verursacht werden. Der Grund dafür kann u.a. in der Abwesenheit oder der reduzierten Anwesenheit von Organismen begründet liegen, welche den Abbau ermöglichen. Eine weitere Erklärung kann im Fehlen von für den Abbau notwendigen Oxidatoren oder den geringen vorherrschenden Bodentemperaturen gefunden werden (Höper, 2007).

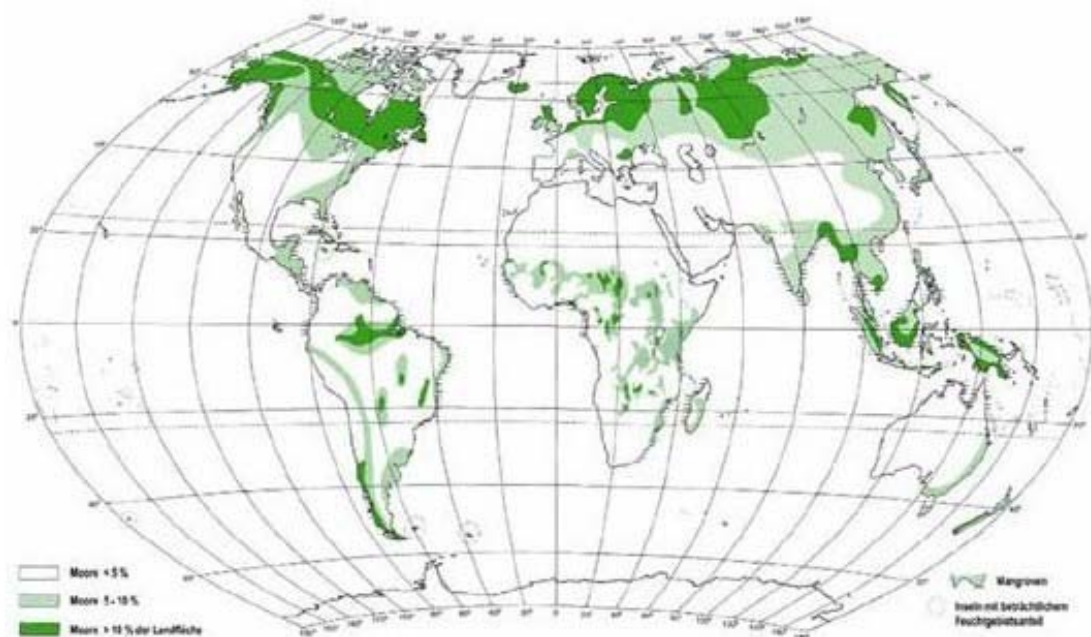
Zusammenfassend kann gesagt werden, dass im Moor bei der Torfbildung dieselben biochemischen Prozesse ablaufen wie im Mineralboden. Die Produktion in Mooren ist nicht unbedingt höher als in anderen Ökosystemen, entscheidend ist der primär durch den Sauerstoffmangel gehemmte Abbau (Succow & Joosten, 2001).

1.4. Verteilung der Moore

Auf der Erde werden rd. 4 Mio. km² von Mooren eingenommen. Dies entspricht ca. 3 % der Landfläche. Die höchsten Konzentrationen befinden sich in Alaska, Kanada, Sibirien und Nordeuropa (Succow & Joosten, 2001). Das größte ungestörte Moor der Welt, das „Große Wasjagan Moor“, mit einer Fläche von ca. 60.000 km², befindet sich in Westsibirien (Joosten, 2006). In der Europäischen Union sind die Niedermoore mit rd. 210.000 km², v.a. in Nordeuropa, vertreten (Leinweber & Schlichting, 2002).

In Deutschland gibt es rd. 1.000 km² Niedermoorflächen, davon knapp die Hälfte in Nordostdeutschland (Behrendt et al., 2005). Brandenburg hat, bedingt durch seine Entstehungsgeschichte, eine hohe Konzentration an Niedermooren. Die durch die Eiszeiten, speziell die Elster- und die Saale-Eiszeit, geprägten Landschaften weisen je nach Literaturangabe zwischen 200 und 265 km² Niedermoore, v.a. flachgründige Versumpfungsmoore, auf. Dies entspricht rd. 8 % der Landesfläche. (Meyer, 2000), (Schultz-Sternberg et al., 2000). Die Niedermoore befinden sich dabei hauptsächlich in den glazialen Schmelzwasserabflussrinnen, z.B. dem Baruther- oder dem Berliner Urstromtal (Stackebrandt, 1993). Nach Neubert (1992) wurden ca. 90% der Niedermoore in Brandenburg landwirtschaftlich genutzt, ein Großteil davon als Grünland.

Abbildung 2: Verteilung der Moore weltweit (Lappalainen, 1996)



2. Störung von Mooren

Wachsende Moore haben in der Naturlandschaft Mitteleuropas von allen Ökosystemen am Längsten ungestört überlebt. Infolge der beschränkten Zugänglichkeit blieben vielerorts die Moore bis ins 17. Jahrhundert in einem naturnahen Zustand erhalten (Joosten, 2006).

„Zum Fahren zu nass, zum Schifften zu trocken“

2.1. Störung von Mooren

Fast jede Nutzung von Mooren ist mit einer mehr oder weniger starken Entwässerung verbunden. Dadurch kommt es zu einem Wechsel von anaeroben zu aeroben Bedingungen im entwässerten Bereich des Moorkörpers und die Torfbildung endet (Vogel, 2002). Nach Hutter (1997) wird zwischen einer direkten Entwässerung, z.B. durch Parzellengräben, Rohrdränung oder Vorflutergräben, und einer indirekten Entwässerung, vorwiegend durch den Ausbau von Fließgewässern und die durch eine Entnahme von Nutzwasser verursachte Grundwasserabsenkung, unterschieden.

Mit der Entwässerung von Mooren setzen diverse bodenbildende Prozesse ein, die z.T. irreversible Veränderungen der Gefügeeigenschaften und der Stoffdynamik verursachen (Blankenburg, 1995) , (Vogel, 2002). Es kommt im belüfteten Torfkörper zu einem verstärkten Gasaustausch, da sich der Anteil der luftführenden Grob- und Mittelporen erhöht. Der Anteil der Diffusion am Gasaustausch liegt bei rd. 90 %, abhängig von der Konzentrationsdifferenz der verschiedenen Gase im Torf sowie der Verteilung der Porenräume. Daneben spielt auch die Konvektion, also der Ausgleich der Druckdifferenz zwischen Atmosphäre und Boden, eine weitere Rolle (Succow & Joosten, 2001). Es kommt hauptsächlich zum Austausch von sehr reaktionsträgen Spurengasen, welche eine hohe Transferrate mit den höheren Schichten der Atmosphäre besitzen, z.B. CO₂, CH₄ und N₂O. Dabei handelt es sich durchweg um klimarelevante Spurengase die einen noch nicht genau zu beziffernden Anteil am anthropogen verursachten Treibhauseffekt besitzen. Das s.g. Lachgas (N₂O) sowie Methan (CH₄) besitzen dabei ein besonders hohes Treibhauspotential (Rusch, 1996), (Succow & Joosten, 2001).

Die Hauptursache für die Entwässerung von Mooren liegt in der landwirtschaftlichen Nutzung. Knapp 50 % der Moorverluste gehen allein auf diese Anwendungsart zurück (Joosten, 2006). Über 90 % der Niedermoore Norddeutschlands werden nach Blankenburg (1995) als landwirtschaftliche Flächen bewirtschaftet. Die Zeiten der großflächigen Moorentwässerungen, v.a. in Europa, für landwirtschaftliche und ackerbaulicher Zwecke sind auf Grund des hohen Angebots an besseren Mineralbodenstandorten und den bekannten Problemen der Moorsackung, Torfmineralisation und Bodendegradierung vorbei. Derzeit werden Entwässerungsprojekte hauptsächlich in den Tropen zur Gewinnung von landwirtschaftlichen Anbauflächen durchgeführt. So kam es in Indonesien 1995/96 im Rahmen des „Mega-Rice Projektes“ zur Entwässerung von ca. 500.000 ha Moor mit den bekannten Folgen. Auf Grund der Überhitzung der Böden kam es dort 1997/98 zu verheerenden Moorbränden, welche zwischen 810 und 2.570 Mio. t CO₂ freigesetzt haben (Joosten, 2006). Dies entspricht dem 8-25 fachen der nach dem Kyoto-Protokoll festgelegten jährlichen Emissionen weltweit (United Nations, 1998).

Auch die forstwirtschaftliche Nutzung der Moore hat für einen starken Flächenverlust gesorgt. So wurden v.a. in Finnland, Russland und Schweden in den 70er Jahren große Feuchtgebiete entwässert. Daneben sorgt die fortschreitende Urbanisierung ebenfalls für den Verlust naturnaher Moorflächen. Städtebau, die Errichtung von Infrastruktur und die Industrialisierung sind verantwortlich für den Verlust von rd. 10 % der natürlichen Moore. All dies sorgt z.Z. weltweit für eine jährliche Abnahme der Moorflächen um knapp 5.000 km² oder 0,1 % der lebenden Moore (Joosten, 2006).

2.2. Standort- und Vegetationsveränderung durch Störung

Die Störung von Mooren durch Entwässerung und Belüftung führt zu einer Vielzahl von Veränderungen im Torfkörper. In den folgenden Abschnitten sollen diese besprochen werden.

2.2.1. Moorschwund

Mit der Entwässerung und Belüftung der Torfhorizonte kommt es zu einer Mineralisierung der organischen Substanz. Die Torfmineralisation, auch als oxidativer Torfverzehr bezeichnet, ist ein mikrobieller Prozess, bei dem hochmolekulare organische Verbindungen in einfachere organische und anorganische Verbindungen, v.a. CO₂ und H₂O, abgebaut werden (Behrendt, 1995), (Hutter, 1997).

Nach Zeitz (2002) können allg. fünf wichtige bodenphysikalische Veränderungen nach einer Entwässerung unterschieden werden:

- Reduktion der Torfmächtigkeit durch Mineralisation
- Zunahme des Gehaltes an Grobporen (beschleunigte Belüftung)
- Abnahme des Porenvolumens, der Wasserleit- und Speicherfähigkeit sowie der Benetzbarkeit der Torfe
- Entwicklung eines Mikroreliefs durch Moorschwund und Sackung
- Erhöhung der Anfälligkeit für Schäden durch Winderosion

Die Veränderungen nach einer Entwässerung werden allg. als Moorschwund bezeichnet. Der Höhenverlust setzt sich aus der Torfmineralisation, der Moorsetzung und der irreversiblen Mooschrumpfung durch Substanzverdichtung zusammen (Mundel, 1976). Besonders in der Anfangsphase nach einer Entwässerung überwiegen die Prozesse der Moorsetzung und – schrumpfung und sorgen im Vergleich zum Torfverzehr für einen deutlich größeren Höhenverlust (Eggelsmann, 1978).

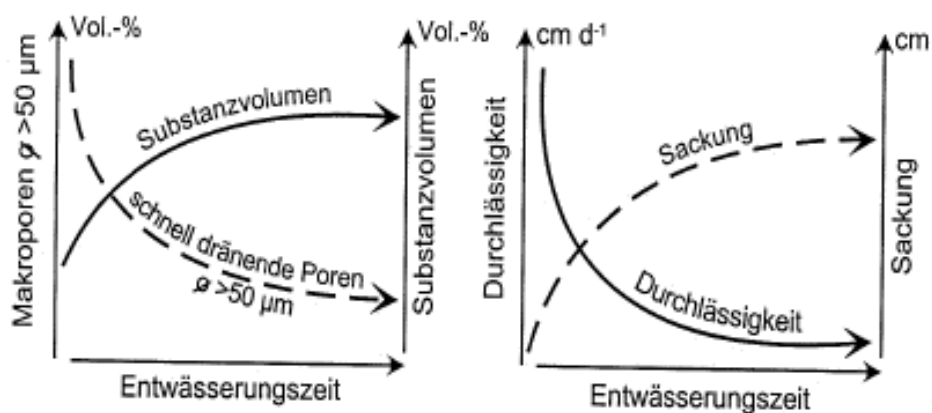
Durch die Belüftung der Torfhorizonte setzten aerobe Abbauprozesse ein und es beginnt neben der Mineralisation der Torfe auch eine Bodenbildung. Als Maß für den Torfabbau, also den tatsächlichen Substanzverlust durch den mikrobiellen Abbau, kann die Bodenatmung herangezogen werden. Die Bodenatmung ist dabei abhängig von der Stoffproduktion der Vegetationsdecke und in geringerem Maß vom Humusgehalt des Bodens (Mundel, 1976).

Die Rate der Mineralisation ist abhängig von der Art und Beschaffenheit der Torfe, der Bodentemperatur, der Nutzungsform und in starkem Maße von den Bodenwasserverhältnissen sowie der Entwässerungstiefe (Behrendt, 1995), (Succow & Joosten, 2001).

Bei geringen Niederschlägen können durch die Mineralisation Höhenverluste über 40 mm/a erreicht werden, in humiden Gebieten sind Werte von 20-30 mm/a zu erwarten (Blankenburg, 1995), (Hutter, 1997). Nachdem die leicht abbaubaren Torfverbindungen zu Beginn mineralisiert wurden, nimmt die Rate der Mineralisation nach einem anfänglichem Maximum mit der Zeit ab (Mundel, 1976). Generell ist der oxidative Torfverzehr in Niedermooren höher als in Hochmooren (Eggelsmann, 1978).

Neben der Mineralisation der Torfe sorgen auch die Moorsackung und -schrumpfung für einen weiteren Höhenverlust (Mundel, 1986). Durch eine Entwässerung wird das labile Gefüge der Torfe gestört. Dies geschieht u.a. durch eine Zunahme der Spannung im Porensystem und dem allg. Auftriebsverlust. Das Ausmaß dieser Prozesse ist abhängig von der Lagerungsdichte sowie der Torfmächtigkeit (Hutter, 1997), (Vogel, 2002). Durch die gesteigerte Auflast werden die Torfe komprimiert. Es kommt neben der Sackung des Moors zur Beeinträchtigung des horizontalen und vertikalen Wasserflusses und zur Ausbildung eines Mikroreliefs. Mit der Abnahme des Gesamtporenvolumens und einer gleichzeitigen Zunahme der schnell entwässernden Grobporen wird der Anteil des pflanzenverfügbaren Wassers stark reduziert (Zeitz, 2002).

Abbildung 3: Zeitlicher Einfluss der Entwässerung im Moor auf Gefüge, Sackung und Durchlässigkeit (Zeitz, 2002)



Die durch die Entwässerung ausgelösten biochemischen und physikalischen Veränderungen des Torfkörpers führen letztendlich zur Entstehung von Bodenhorizonten (Vogel, 2002). Nach der KA5 sind besonders stark degradierte Böden als Mulm anzusprechen. Durch die Pedogenese kann es letztendlich zur Ausbildung eines Plattengefüges kommen, welches den Wassertransport in den vermulmten oder vererdeten Horizonten stark einschränkt (Zeitz, 2002).

2.2.2. Stofffreisetzung durch Entwässerung

Dieser Abschnitt befasst sich mit den Stoffemissionen aus entwässerten Mooren. Es soll neben der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen auch auf die Emission von Pflanzennährstoffen und potentiell eutrophierenden Stoffen aus Mooren eingegangen werden.

Neben den rd. 4 Mio. km² natürlicher Moore gibt es auf der Erde noch ca. 2,4 Mio. km² Feuchtgebiete mit einem bisher unbekanntem Akkumulationsvermögen für organische Stoffe (Hirzel, 2001). Moore speichern im naturnahen Zustand jährlich zwischen 150 und 250 Mio. t CO₂ und fungieren somit als natürliche Kohlenstoff-Senke. Dies wird auch durch die Freisetzung von CH₄, welches im unentwässerten Zustand emittiert wird, nicht überkompensiert (Joosten, 2006). Als größte natürliche Quelle sind ungestörte Moore für die Freisetzung von 100-200 Mio. t CH₄ bzw. rd. 23 % der gesamten Methan-Emission verantwortlich (Hirzel, 2001).

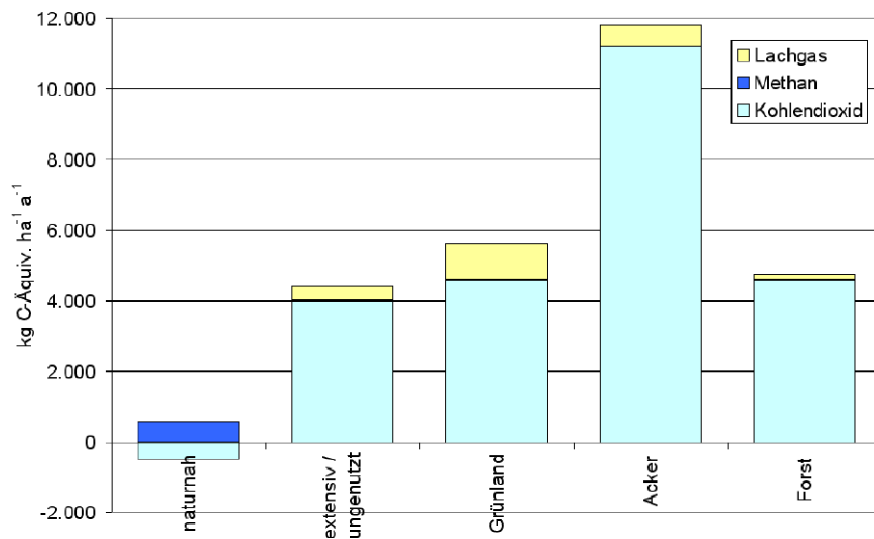
Nach Martikainen (1993) speichern natürliche Moore zwischen 20 und 30 % der globalen terrestrischen C- und N-Vorräte. Sie stellen damit bei einer Störung enorme Stoffquellen dar. Durch die Entwässerung kommt es zur Mineralisation der organischen Substanz und zur Emission der darin gespeicherten Stoffe. Die Moore werden dadurch von Stoffsenken zu Stoffquellen (Blankenburg & Höper, 2000).

Die Rate der Freisetzung muss dabei stark räumlich und zeitlich differenziert betrachtet werden. Sie wird durch diverse untereinander verknüpfte Faktoren, wie z.B. der Bodentemperatur, dem Bodenwassergehalt und dem Anteil an den leicht zu mineralisierenden Verbindungen, beeinflusst (Meyer, 2000). Dabei sind die Emissionen aus Niedermooren generell höher als aus Hochmooren (Augustin, 2002).

Nach einer Moorentwässerung kommt es durch die mikrobielle Veratmung des in den Torfen gespeicherten **Kohlenstoffs** zur Freisetzung von Kohlendioxid (CO₂). Die Emission von Kohlendioxid ist dabei hauptsächlich vom Grundwasserstand abhängig. Maximale Mineralisationsraten wurden bei einem Grundwasserabstand von 60-90 cm unter Flur festgestellt. Daneben fördern hohe Temperaturen sowie ein enges C/N-Verhältnis die Freisetzung von Kohlenstoff (Höper, 2007). Die Emission als CO₂ geht nach dem Abbau der leicht zu mineralisierenden Kohlenstoff-Verbindungen zu Beginn stark zurück (Vogel, 2002). Besonders in tropischen Regionen stellt die Entwässerung von Mooren ein großes Stofffreisetzungspotential dar. So kommt es nach Joosten (2006) in Deutschland bei einer Entwässerungstiefe von 1m zu einer Freisetzung von rd. 30 t CO₂/ha*a. In den Tropen sorgt eine gleiche Entwässerungstiefe für eine Stoffemission von ca. 100 t CO₂/ha*a.

Die Literaturwerte für die CO₂-Emission aus entwässerten Mooren schwanken in großen Bereichen. Unter Grünlandnutzung wird von einer Freisetzung zwischen 3,3-8,6 t CO₂/ha*a ausgegangen. Hierbei sind die Abbauraten in mächtigen Mooren höher als in geringmächtigen Mooren, die Stofffreisetzung aus Niedermooren ist generell höher als aus Hochmooren (Blankenburg & Höper, 2000), (Höper, 2007), (Meyer, 2000), (Vogel, 2002). Bei einer ackerbaulichen Nutzung und intensiver Düngung kommt es nach Blankenburg & Höper (2000) zur Emission von rd. 10,6 t CO₂/ha*a aus Niedermooren und ca. 4,4 t CO₂/ha*a aus Hochmooren. Dabei verstärken die wendende Bodenbearbeitung sowie die Zugabe von Mineräldüngern die Mineralisationsraten sehr stark (Kas, 1966).

Abbildung 4: Emissionen aus Niedermooren bei unterschiedlicher Nutzung (verändert nach Höper, 2007)



Die Gesamtemission deutscher Moore von rd. 7,8 Mio. t CO₂-Äquivalent entspricht einem Anteil von ca. 2,8 % an den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland 2006. Davon stammen allein 80 % der Emissionen aus Niedermooren, vorwiegend aus der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung (Höper, 2007). Damit ist die Entwässerung von Mooren möglicherweise für rd. 30 % des anthropogen verursachten Treibhauseffekts verantwortlich (Joosten, 2006).

Die Rate der **Stickstoffmineralisation** ist abhängig vom Moortyp, der Moorbodenentwicklung, dem Stickstoffgehalt, dem pH-Wert sowie vom Zersetzungsgrad der Torfe (Vogel, 2002). Der Austrag von Stickstoff kann sowohl als molekularer Stickstoff (N₂), als Stickoxyd (NO_x) oder als Lachgas (N₂O) erfolgen (Succow & Joosten, 2001).

Es besteht allg. ein enger Zusammenhang zwischen dem Kohlenstoff- und dem Stickstoffkreislauf in entwässerten Mooren. Die Konzentration des leicht verfügbaren Kohlenstoffs beeinflusst die Form der Stickstofffreisetzung. Eine hohe C-Konzentration ermöglicht die Denitrifikation unter anaeroben Bedingungen und führt zu einer Emission als molekularer Stickstoff oder als Stickoxyd. Sobald die leicht verfügbaren Kohlenstoff-Verbindungen mineralisiert sind steigt die Gefahr der Nitratbildung (Sauerbrey & Schmidt, 1993).

Der Austrag als Lachgas wird v.a. durch die Nitrifikation, die Denitrifikation und die Lachgas-Reduktion bestimmt. Die Rate der Emission ist abhängig vom Grad der Wassersättigung, dem Jahresverlauf der Witterung und dem Trophiegrad (Höper, 2007). Ein häufiger Wechsel von trockenen und feuchten Phasen steigert die Mineralisation und erhöht das Denitrifikationspotential (Sauerbrey & Eschner, 1991). Die geringsten Werte für die Lachgasfreisetzung wurden bei permanentem Überstau gemessen. Hier kommt es zur Aufnahme von N₂O (Augustin et al., 1996). Mit einer Weidenutzung sind Emissionen von 5-6 kg N/ha*a verbunden (Meyer, 2000). Die höchsten Raten der Mineralisation mit einer Freisetzung von rd. 14 kg N/ha*a wurden bei einem Wassergehalt von 70 – 80 % des Porenraums und zusätzlicher Stickstoffdüngung festgestellt (Höper, 2007). Nach Augustin (2002) sind die deutschen Niedermoore in Summe an 5,8 % der gesamten Lachgasemissionen von rd. 145 kt N/a in Deutschland beteiligt (UBA, 1998).

Die veröffentlichten Werte für die Stickstofffreisetzung als wasserlösliche Verbindung sind ebenfalls in einem weiten Bereich gestreut. Unter Gründlandnutzung werden Werte von 500-800 kg N/ha*a, hauptsächlich als Nitrat, angegeben. Bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung werden Emissions-Raten von 1.000-1.800 kg N/ha*a erreicht (Behrendt, 1995), (Hutter, 1997), (Sauerbrey & Eschner, 1991). Nach Hirzel (2001) führt ein Torfschwund von 1 cm zur Mineralisation von rd. 1.000 kg N/ha, abhängig von der Entwässerungstiefe und dem C/N-Verhältnis.

Für eine zusammenfassende Bewertung der potentiell klimarelevanten Spurengasemissionen werden diese mit einem jeweils angepasstem Treibhausgaspotentialkoeffizienten gewichtet. Dieser berücksichtigt ihre Adsorptionsfähigkeit für langwellige Strahlung und die Lebensdauer in der Atmosphäre und macht somit einen Vergleich der Emissionen in Bezug auf CO₂ möglich (Blankenburg & Höper, 2000).

Tabelle 2: Eigenschaften ausgewählter Treibhausgase (BMBF, 2003)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Mittlere Verweilzeit in Jahren	50...200	12	114
Relatives Treibhauspotential	1	23	296
Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt [%]	60	20	6

In Niedermooren kommt es demnach auch unter naturnahen Bedingungen zur Freisetzung von Treibhausgasen (Jursch, 1997). Mit einem Treibhauspotential von rd. 180 kg C-Äquivalent/ha*a ist dies jedoch in Anbetracht der hohen Emissionen bei einer Entwässerung vernachlässigbar. Bei einer extensiven Nutzung kommt es zur Freisetzung von 3.200-3.900 kg C-Äquivalent/ha*a, unter Ackernutzung wurden bis zu 11.000 kg C-Äquivalent/ha*a gemessen (Blankenburg & Höper, 2000). Damit wird zur Erreichung international verpflichtender Ziele zur Reduktion der Treibhausgasfreisetzung ein Verzicht auf eine landwirtschaftliche Nutzung, speziell der Niedermoore, und eine Wiedervernässung der Moore empfohlen (Höper, 2007).

Daneben führt die Entwässerung der Moore auch zur Freisetzung von Phosphor und weiteren potentiell umweltgefährdenden Stoffen. Die Betrachtung der Phosphor-Dynamik ist dabei sehr wichtig, da P neben N als wichtiger Pflanzennährstoff oft limitierend auf die Produktivität der Ökosysteme wirkt (Succow & Joosten, 2001).

Bei einer ackerbaulichen Nutzung kommt es nach Hutter (1997) zur Emission von 8-17 kg P/ha*a, bei einer Grünlandnutzung werden demnach 4-9 kg P/ha*a freigesetzt. Die Freisetzungsraten aus Niedermooren sind dabei i.d.R. geringer als aus Hochmooren, da das P hier von den in großer Zahl vorhandenen Kationen in Redox- oder Fällungsreaktionen festgelegt wird (Succow & Joosten, 2001).

2.2.3. Teufelskreis Moorentwässerung

Der Begriff „Teufelskreis Moorentwässerung“ bezieht sich auf die bereits angesprochenen Prozesse Mineralisierung, Schrumpfung, Sackung und Erosion im Zuge der Entwässerung von Mooren (Succow & Joosten, 2001).

Für eine landwirtschaftliche Nutzung wird der Wasserstand i.d.R. auf 0,5-0,8 m unter GOK (Geländeoberkante) eingepegelt (Amt für Bauen, Denkmalpflege und Naturschutz Schleswig Holstein [Hrsg.], 2008). Mit der Entwässerung und Belüftung der Torfe beginnen die bereits angesprochenen Prozesse des Moorschwundes. Diese führen in der Summe zu einem Höhenverlust und reduzieren damit den Grundwasserabstand (Succow & Joosten, 2001). Durch den verminderten Grundwasserabstand, die starke Reliefierung und eine verminderte Befahrbarkeit ist eine neue, tiefere Entwässerung notwendig, um die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen weiterführen zu können (Joosten, 2006). Mit jeder weiteren Entwässerung werden die Standorte dabei heterogener und schwerer zu bewirtschaften. Der „Teufelskreis der Moorentwässerung“ macht sich auf flachgründigen, meist subneutralen Niedermooren am stärksten bemerkbar. Von den 260.000 ha dieses Moortyps sind bereits rd. 90 % als vermulmt, also stark degradiert, anzusprechen. Die Flächen werden mehr und mehr witterungsabhängig und das Ertragspotential sinkt deutlich (Sauerbrey & Eschner, 1991).

Abbildung 5: Teufelskreis der Moorentwässerung nach Succow & Joosten (2001) in (Amt für Bauen, Denkmalpflege und Naturschutz Schleswig Holstein [Hrsg.], 2008)



2.2.4. Auswirkungen auf Wasserhaushalt und Gewässerschutz

Die Entwässerung von Mooren beeinflusst den Landschaftswasserhaushalt des Einzugsgebietes stark. Durch den Verlust der Retentionsfunktion können Niederschläge nicht mehr in ausreichendem Maß zurück gehalten werden und Hochwasserereignisse können vermehrt auftreten (Hutter, 1997). Niedermoore spielen im Landschaftswasserhaushalt eine besonders wichtige ausgleichende Rolle als Wasser- und Stoffsenke. Sie besitzen eine abflussmindernde Wirkung, können Schwankungen im Wasserdargebot kompensieren und stellen in Trockenphasen enorme Wasserspeicher dar (Schultz-Sternberg et al., 2000), (Quast, Dietrich, & Dannowski, 1993).

Die Belüftung der Torfe durch eine Entwässerung führt zu einer Stofffreisetzung und kann somit die Vorfluter sowie das Grundwasser belasten. Eine besondere Bedeutung hat dabei der eutrophierend wirkenden Pflanzennährstoff Stickstoff (Succow & Joosten, 2001). Die Erhöhung des trophischen Zustandes der umgebenden Fließgewässer stellt besonders im Rahmen der Erreichung des „potentiellen natürlichen Zustandes“ der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ein großes Problem dar (Gelbrecht et al., 2002).

Zur Verdeutlichung der Bedeutung der Moore als Wasser- und Stoffspeicher soll hier ein kleines Rechenbeispiel angeführt werden:

Bei einem entwässerbarem Porenanteil von 10 % und einer Grundwasserabsenkung um 0,5-1 m fließen 500-1.000 m³ Wasser je Hektar aus dem Moor ab. Mit einer durchschnittlichen Nitratkonzentration von 40-50 mg/l ergibt das eine Stickstofffracht von 4,5-11,3 kg N/ha, welche direkt in die Vorfluter gelangen (Quast, Dietrich, & Dannowski, 1993). Dagegen können naturnahe, also wachsende, Moore bei einem Torfwachstum von 1 mm/a und einem Porenvolumen über 90 % jährlich rd. 22.500 m³ Wasser speichern (Schultz-Sternberg et al., 2000).

Mit einer Entwässerung ändert sich der Bodenwasserhaushalt der Moore durch die Beeinflussung diverser bodenphysikalischer Parameter, u.a. der gesättigten und ungesättigten Wasserdurchlässigkeit, der Infiltration und des kapillaren Aufstiegs. Die Beeinträchtigung der Wasserdurchlässigkeit kann langfristig zur Bildung von wasserundurchlässigen Schichten führen und damit den Wassertransport der Pflanzen stark erschweren bis unterbinden (Quast, Dietrich, & Dannowski, 1993).

So sinkt z.B. die nutzbare Feldkapazität von einem schwach vererdetem zu einem vermulmten, also stark degradierten, Torf von 55 auf 25 Vol. % (Sauerbrey & Schmidt, 1993). Es kommt allmählich zu einem Wandel von einem Grundwasser- zu einem Stau- und Haftwasser beeinflusstem Standort (Blankenburg, 1995), (Succow & Joosten, 2001).

2.2.5. Auswirkungen auf Vegetation

Durch die Entwässerung wird neben dem Wasserhaushalt auch die Vegetation der Moore beeinflusst. Die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet verändern die Standorte von ehemals nährstoffarmen zu nährstoffreichen Flächen (Hutter, 1997). Dies lässt sich direkt in einem Wandel der Vegetationszusammensetzung festmachen. Es kommt zur Verdrängung der nässeverträglichen, moortypischen Pflanzen, zur Verheidung offener Moorbereiche und im Endeffekt zur Verwaldung großer Bereiche des Moors. Durch den erhöhten Eintrag von Nähr- und Schadstoffen über die Baumkronen beschleunigt sich der Vorgang selbstständig (Walentowski et al., 2008).

Ehemals schwach saure Moore werden, v.a. in den Niederlanden und in Nordwestdeutschland, durch den Säureeintrag über den sauren Niederschlag zusätzlich belastet und es kommt zur endgültigen Überwucherung der verbleibenden, konkurrenzschwachen Reliktarten und zum Wechsel der Vegetation hin zu einem minderwertigem Quecken-Grasland (Hutter, 1997).

Abbildung 6: Quecken-Grasland auf degradiertem Mulm Standort des Zauchwitzer Busches (LUA, 1998)



Durch den Vegetationswandel kommt es auch zur Verdrängung der an nährstoffarme Lebensbedingungen angepassten Spezies und zur Einwanderung und Ausbreitung weniger spezialisierter Arten. Die wenigen verbliebenen Moore können auf Grund ihrer isolierten Lage die charakteristische Artenausstattung oftmals nicht aufrechterhalten. Somit führt die Vegetationsveränderung auch zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung (Vogel, 2002).

2.3.Bilanz zum Moorverlust

Die Nutzung der Moore hat zu einem großen Verlust an natürlichen, torfakkumulierenden Moorflächen geführt. Weltweit wurden bisher ca. 20 %, in Europa rd. 60 % der natürlichen Moore durch menschliche Aktivitäten zerstört (Succow & Joosten, 2001). Die hohen Verluste in Europa liegen v.a. in der langen Kulturgeschichte sowie der hohen Bevölkerungsdichte begründet (Joosten, 2005). So hat z.B. Finnland mehr als 60 % der ehemals 96.000 km² an Mooren verloren. In Süd- und Westeuropa sind weniger als 1 % der ursprünglichen Moorflächen erhalten, in den Niederlanden und Belgien sind sie fast vollständig verschwunden. Größere zusammenhängende Feuchtgebiete sind lediglich noch in Nord- und Nordosteuropa vorhanden (Joosten, 2006).

Der größte Teil der Moore in Deutschland befindet sich in einem degenerierten Zustand (Joosten, 2006). Nach Succow & Joosten (2001) wurden rd. 90 % der früher vorhandenen Moorflächen zerstört. Von den einstmals 500.000 ha sind in Ostdeutschland nur noch rd. 1.500 ha naturnaher, wachsender Moore vorhanden. Die größten zusammenhängenden Niedermoorgebiete befinden sich dabei in den nordostdeutschen Urstromtälern (Behrendt, 1995).

3. Wiedervernässung von Niedermooren

In diesem Kapitel sollen die Schritte, welche zur Wiedervernässung von Niedermooren notwendig sind, beschrieben werden. Dafür sollen zuerst wichtige Begriffe definiert werden, anschließend wird auf die anwendbaren Verfahren bei der Renaturierung eingegangen. Der Begriff Renaturierung bezeichnet in diesem Zusammenhang die Rückversetzung des Ökosystems von einem naturfernen in einen naturnäheren Zustand mit einer teilweisen Wiederherstellung der natürlichen Funktionen (LUA, 2007). Es sollen auch die bei einer Wiedervernässung auftretenden Probleme sowie die wichtigsten Stoffkreisläufe in wiedervernässten Mooren angesprochen werden. Abschließend werden aktuelle Wiedervernässungsprojekte aufgezeigt.

3.1. Renaturierung von Feuchtgebieten

Zur Renaturierung von Feuchtgebieten ist die Definition einiger wichtiger Begrifflichkeiten zweckmäßig.

Bei der Renaturierung von Feuchtgebieten ist die **Wiederherstellung der Funktionen** der naturnahen Moore, welche in Kapitel 1 angesprochen wurden, entscheidend. Die Regelungsfunktion soll mit dem Ziel der Reaktivierung der Senkenfunktion für Wasser, Nähr- und Feststoffe durch eine dauerhafte Vernässung wiederhergestellt werden. Die Erneuerung der Lebensraumfunktion ist verknüpft mit der Entwicklung von Bedingungen, welche die Ansiedlung und Ausbreitung von moortypischen Arten ermöglicht (Kratz & Pfadenhauer, 2001).

Die Renaturierung orientiert sich in der Praxis an vor der Wiedervernässung bzw. Wiederherstellung festgelegten **Leitbildern**. Dies sind sehr allgemein formulierte mögliche Grobziele, welche die Entwicklung des Ökosystems und der umgebenden Landschaft bezeichnen. Dabei beschreibt das Leitbild lediglich das aus naturschutzfachlicher Sicht maximale Ziel, ohne zeitliche oder sozioökonomische Einschränkungen zu berücksichtigen (Kratz & Pfadenhauer, 2001).

Das **Entwicklungsziel** definiert ein konkretes Renaturierungsziel und beschreibt dabei den aus dem Leitbild zu entwickelnden, unter den gegebenen sozioökonomischen und umweltpolitischen Bedingungen realisierbaren Endzustand (Kratz & Pfadenhauer, 2001). Leitbilder sind in der allg. Formulierung fest und nicht umstritten, die konkreten Entwicklungsziele bergen jedoch ein teilweise erhebliches Konfliktpotential. Typische Zielkonflikte bestehen z.B. zwischen dem Arten- und Biotopschutz sowie dem Bodenschutz. Daneben ist eine zeitliche und räumliche Differenzierung und Integration der Entwicklungsziele notwendig (Böcker & Kohler, 1994).

Eine völlige Wiederherstellung der Moore mit einer ständigen Vernässung führt zur Aufgabe der meisten herkömmlichen Bewirtschaftungsarten. In erster Linie sollte v.a. der Bodenwasserhaushalt der Moore gesichert und wiederhergestellt werden (Eggelsmann, 1989).

Nach Hutter (1997) können bei der Renaturierung von Mooren folgende Entwicklungsziele genannt werden:

- Schutz aller noch vorhandener natürlicher und naturnaher Biotope
- Schutz der Resttorfkörper vor Abbau oder Zersetzung
- Erhalt der moortypischen Tier- und Pflanzenpopulation
- Regeneration veränderter und gestörter Moore mit besonders wichtiger Funktion
- Integration von Moor und Mensch

Dabei muss neben dem jeweiligen Moortyp und dem Sauerstoffgehalt im (zumeist) zugeleiteten Fremdwasser besonders auf die Wiederherstellung der oberflächennahen Grundwasserverhältnisse geachtet werden. Da viele schützenswerte Arten der feuchten bis nassen Standorte an stagnierendes bzw. bewegtes Grundwasser oder zeitweilig rieselndes Oberflächenwasser gebunden sind, sollte dies bei der Wiederherstellung der Moore besonders beachtet werden. Der Einsatz von s.g. Zeigerpflanzen, von denen sich viele auch auf der Roten Liste der bedrohten Arten befinden, ermöglicht eine relativ einfaches Monitoring des Wiederherstellungserfolges (Eggelsmann, 1989), (Schwill, 2003).

3.2. Wiedervernässung

Unter Wiedervernässung werden Maßnahmen verstanden, welche zur ganzjährigen oder mindestens im Winterhalbjahr wirksamen Wassersättigung im Wurzelraum führen. Das Ziel ist dabei die Beendigung der Torfmineralisation und die Einstellung eines Gleichgewichtes zwischen Torfakkumulation und –abbau (Blankenburg, 1995), (Böcker & Kohler, 1994). Dafür müssen die Grundwasserstände nahe der Geländeoberfläche gehalten bzw. das Moor überstaut werden (Gelbrecht, 1998). Zur Regulierung des Wasserhaushalts muss die Wasserhaushaltsgleichung des Einzugsgebietes bestimmt werden (Blankenburg, 1995). Dabei gestaltet sich die Wiedervernässung von Niedermooren besonders in Nordostdeutschland auf Grund des geringen Wasserdargebots kritisch. Hier muss vielfach auf Fremdwasser zurück gegriffen werden, um ganzjährig oberflächennahe Grundwasserstände zu erreichen (Veltz, Behrendt, & Zeitz, 2004). Häufig sind die wieder zu vernässenden Flächen auch zu klein um effektive Maßnahmen starten zu können (Böcker & Kohler, 1994).

3.2.1. Verfahren zur Wiedervernässung von Niedermooren

Niedermoore lassen sich, im Gegensatz zu Hochmooren, meist nur durch die Zuleitung von Fremd- o. Zusatzwasser wiedervernässen. Ziel jeder Wiedervernässungsmaßnahme ist die Entwicklung zurück zu einem naturnahem bzw. natürlichen Moorzustand (Eggelsmann, 1989). Nach Schroeder (1968) müssen bei der Auswahl der Verfahren zur Wiedervernässung folgenden Faktoren berücksichtigt werden:

- Oberflächengefälle des Geländes/Moors
- Wasserdurchlässigkeit des Bodens
- verfügbare Wassermenge

Die s.g. **Stauverfahren** stellen die einfachste Art der Wiedervernässung dar. Es wird zwischen dem Grabenanstau, bei dem der Abfluss aus dem Graben vermindert und Grundwasser zurück gehalten wird, und dem Grabeneinstau, dem Rückhalt von zugeleitetem Fremdwasser, unterschieden (Eggelsmann, 1989).

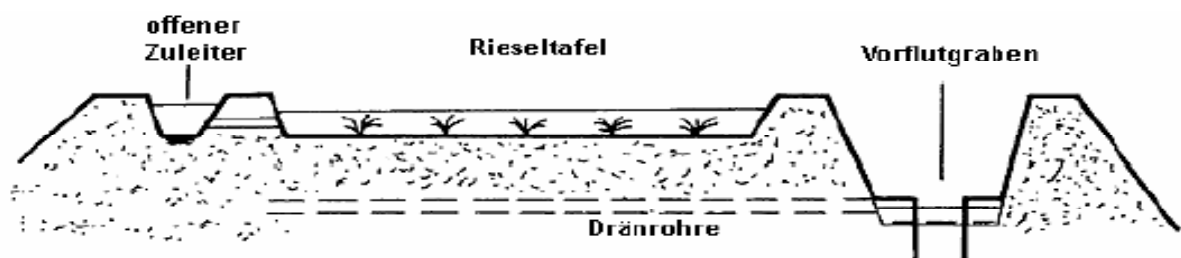
Vorraussetzung für beide Verfahren ist eine möglichst ebene Geländeoberfläche sowie eine hohe bis sehr hohe Wasserdurchlässigkeit der Torfe. Sollte ein geringes Oberflächengefälle vorhanden sein, kann auch eine Überstauung der Flächen vorgenommen werden. Dabei wird die Fläche in kleinere Teilpolder unterteilt und separat wiedervernässt (LUA, 2007).

Die Verfahren eignen sich am besten für Überflutungs- und Verlandungsmoore.

Die **Staurieselung** (vgl. Abb. 7) wird bei gering bis mäßig geneigten Mooroberflächen angewandt. Mit diesem Verfahren kann eine lang anhaltende Überstauung der Flächen vermieden werden. Hier werden, wie bei dem Stauverfahren, einzelne kleine Teilpolder überstaut und separat wiedervernässt. Der Wasserverbrauch ist abhängig von der Durchlässigkeit der Torfe sowie dem Bewässerungszeitraum (Eggelsmann, 1989).

Das Verfahren ist besonders geeignet für Überflutungsmoore.

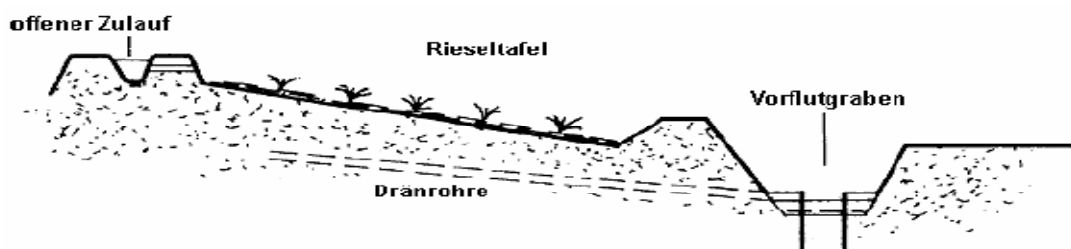
Abbildung 7: Prinzip Staurieselung nach (Wilke, 2009)



Das **Rieselverfahren** wird bei einem Gefälle von mind. 2 % auf der Moorfläche und mäßigen bis hohen Wasserdurchlässigkeiten der Torfe angewandt. Bei einem Gefälle über 6 % besteht eine erhöhte Erosionsgefahr (Eggelsmann, 1989). Der natürliche Hangbau, auch als Hangrieselung bezeichnet, stellt die einfachste Form dar. Das Wasser wird dabei auf zumeist horizontalen, den Höhenlinien folgenden Rieselrinnen aufgestaut und über das Moor geleitet. Der Wasserverbrauch hängt hauptsächlich von der Durchlässigkeit des Bodens, also der Rate der Versickerung, ab (Friedrich, 2009).

Das Rieselverfahren eignet sich speziell für Hang-, Kessel- und Quellmoore.

Abbildung 8: Prinzip Hangrieselung nach (Wilke, 2009)



Eine Wiedervernässung durch das Anheben des Grundwasserstandes erscheint nur bedingt erfolgversprechend. Häufig liegt eine zu starke Beeinträchtigung der Wasserleitfähigkeit vor, so dass der kapillare Aufstieg zu stark vermindert ist (Sauerbrey & Schmidt, 1993). Die genannten Verfahren werden bereits seit einiger Zeit in Kläranlagen als s.g. Bodenfilter eingesetzt und sind damit auch in der Praxis erprobt (Imhoff, 1999).

Tabelle 3: Bedingungen zur Niedermoor-Wiedervernässung in Abhängigkeit von Topographie, Durchlässigkeit und Wassermenge ; verändert nach (Eggelsmann, 1989)

Bewässerungsverfahren	Bedingung		
	Oberflächengefälle	Durchlässigkeit [k_f]	Wasserbedarf
Stauverfahren	kein	hoch	gering...mittel
Staurieselung	gering...mittel	mittel...hoch	mittel
Rieselung	mittel...stark	mittel...hoch	je nach k_f

3.2.2. Probleme bei Wiedervernässung

Die langfristige Nutzung der Niedermoore führt i.d.R. zu starken, teilweise irreversiblen, Veränderungen, insbesondere der bodenphysikalischen Eigenschaften, der Standorte (Schmidt, 1995), (Sauerbrey & Schmidt, 1993). Speziell die bei einer Nutzung durch die fahrmechanische Belastung gebildeten Plattengefüge stellen ein besonderes Problem dar, da sie den vertikalen Wassertransport quasi unterbinden (Scholz, 1991).

Bei stark degradierten Niedermooren, z.B. Erd- oder Mulmniedermooren, ist eine Rückquellung von 10-15 %, v.a. abhängig von der Lagerungsdichte, möglich. Dies geschieht hauptsächlich als vertikale Anhebung der Oberfläche (Blankenburg, 1995), (Zeitzy, 2002). Die durch die Bodenentwicklung ausgelöste Schrumpfung ist größtenteils irreversibel (Schmidt, 1995). Stark ausgetrocknete Oberböden weisen nur sehr geringe Rückquellungsraten auf, tiefere Horizonte mit Grundwassereinfluss können nach Zeitzy (2002) stärker rückquellen. In einer Untersuchung von Schmidt (1995) wird dagegen nur von einer Rückquellung von etwa 1 % der Schichtmächtigkeit nach 3 Jahren Wiedervernässung berichtet. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f -Wert) erhöht sich nach einer Wiedervernässung nur geringfügig. Der Wasserhaushalt eines natürlichen Niedermoores kann daher nur bedingt wieder hergestellt werden (Schmidt, 1995). Eine Veränderung der Wasserspeicherfähigkeit im Zuge einer Renaturierung ist nur in sehr geringem Maße nachweisbar (Zeitzy, 2002).

3.2.3. Spezielle Wiedervernässung mit gereinigtem Abwasser

Der Einsatz von gereinigtem kommunalem Abwasser zur Wiedervernässung von Mooren ist durch die EU-Richtlinie § 1 und § 4 91/271/EWG gestattet. Derzeit werden die gereinigten Abwässer größtenteils in die Vorfluter entlassen und sorgen dort mit ihrer erhöhten Nährstofffracht für eine Belastung der Gewässer. Durch die Verwendung der gereinigten kommunalen Abwässer für die Wiedervernässung von Mooren kann somit neben dem erhöhten Wasserdargebot auch der Rückhalt von weiteren Nährstoffen realisiert werden (Veltý, Behrendt, & Zeitz, 2004).

Bei einem Wiedervernässungsversuch mit Niedermoorlysimetern wurden bei einer 2jährigen Berieselung mit 100 % Abwasser keine erhöhten Stoffausträge gemessen. Die Stoffbilanzen wurden dabei hauptsächlich durch die Eintragsfracht des gereinigten Abwassers und die Nährstoffentzüge durch die Ernte der Biomasse bestimmt (Behrendt et al., 2005). Die Beerntung der pflanzlichen Biomasse stellt eine Grundvoraussetzung für einen langfristigen Einsatz von gereinigtem Abwasser bei der Wiedervernässung dar. Daneben ist ein Monitoring der P- und N-Austräge zu empfehlen (Veltý et al., 2004).

3.3. Stofffreisetzungen aus wiedervernässten Niedermooeren

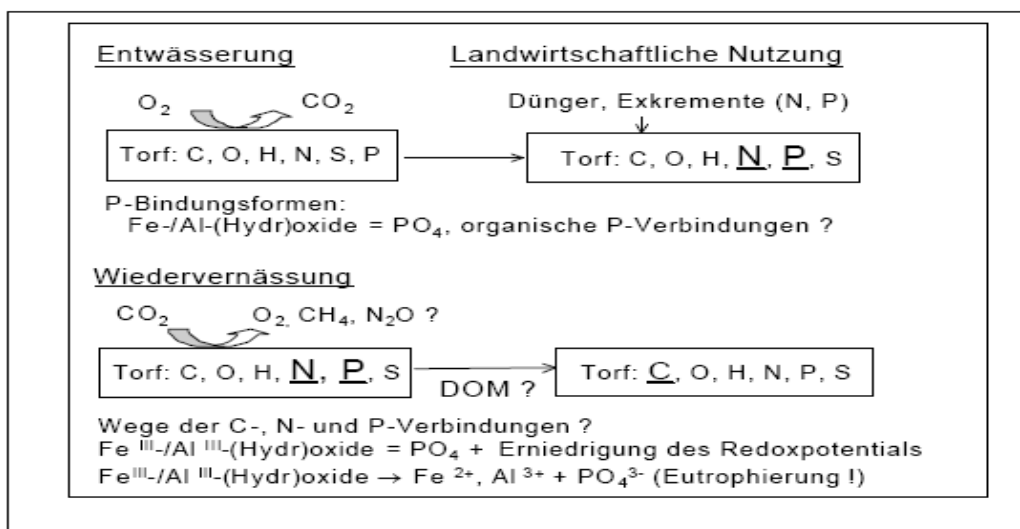
3.3.1. Einfluss der Wiedervernässung auf Stofffreisetzung

Die Wiedervernässung von Niedermooeren kann kurz- bis mittelfristig zu erhöhten Stoffausträgen führen (Schwill, 2003). Dabei nimmt v.a. die Reduktion des Redoxpotentials durch die nach der Wiedervernässung wieder anaeroben Bedingungen eine Schlüsselrolle ein (Leinweber & Schlichting, 2002). Das Redoxpotential bestimmt einen Großteil der chemischen und biologischen Umsetzungsprozesse im Moor, z.B. die Methanbildung oder die Nitrifikation, und beeinflusst auch die Löslichkeit div. Elemente (Zeitz, 1997). Somit kann das Redoxpotential als Parameter für die Verfügbarkeit und Verlagerbarkeit von Nähr- und Schadstoffen sowie für die Intensität der Stoffumsetzungsprozesse im wiedervernässten Moor betrachtet werden (Veltý et al., 2004). Daneben ist der Einfluss der Wiedervernässung auf die Stofffreisetzung stark abhängig von der Bodenentwicklung bzw. der Moorbodendegradierung.

Auf den meist sehr heterogenen Standorten ist eine genaue Abschätzung der Emissionen damit oft nur mit großem Aufwand möglich (Eschner & Liste, 1995).

Nach Schwill (2003) kann man davon ausgehen, dass eine mäßige Vernässung die Stickstoff-Austräge fördert und gleichzeitig für eine Reduktion der Phosphor-Austräge sorgt. Bei einer dauerhaften Überstauung kommt es demnach zu erhöhten N- und verringerten P-Austrägen.

Abbildung 9: Stoffliche Veränderung in Niedermooren infolge Entwässerung und landwirtschaftlicher Nutzung (oben) und mögliche Veränderungen nach Wiedervernässung (unten) (Leinweber & Schlichting, 2002)



3.3.1.1. Kohlenstoff-Dynamik

Die Kohlenstoff-Umsetzung in wiedervernässten Mooren wurde bisher wenig untersucht. Es gibt daher fast keine gesicherten Aussagen über die Stoffdynamik sowie die Prozesse und notwendigen Zeiträume zur Reaktivierung der Torfakkumulation (Gelbrecht et al., 2008), (Schwill, 2003). Die vorliegenden Untersuchungen beziehen sich hauptsächlich auf die Freisetzung der klimarelevanten Gase CO₂ und CH₄.

Die Wiedervernässung von Niedermooren führt i.d.R. zu einem erhöhten Austrag an organischen Kohlenstoff-Verbindungen, zu einem schnellen Anstieg der Methan-Emissionen und einer Reduktion der CO₂-Freisetzung (Kalbitz et al., 1997). Niedrigere CO₂-Emissionen werden jedoch nur erreicht, sobald das Moor wieder mit einer moortypischen Vegetation bewachsen ist (Gelbrecht et al., 2008).

So war in einem Wiedervernässungsversuch auf einem nordwestdeutschen Verlandungsmoor die CO₂-Freisetzung auch im 3ten Jahr noch über der nicht vernässten Kontrollvariante. Hinzu kam bei einem konstanten Grundwasserstand von 10 cm unter Flur eine Methan-Emission von bis zu 1.000 kg CH₄-C/ha*a (Blankenburg & Höper, 2000).

Trotzdem hat die Wiedervernässung von Niedermooren mittel- bis langfristig eine positive klimatische Wirkung (Blankenburg & Höper, 2000), (Meyer, 2000). Eine gewisse Unsicherheit besteht jedoch auf Grund der geringen Daten zur Netto-CO₂-Freisetzung (Augustin, 2002).

Die Spannweite der gasförmigen Emissionen aus wiedervernässten Niedermooren ist sehr hoch. Belastbare Aussagen auf regionaler und globaler Ebene sind daher nur möglich, wenn die einzelnen Niedermoortypen in Zusammenhang mit der jeweiligen Flächengröße und den klimatischen Bedingungen betrachtet werden (Augustin, 2002). Der Einfluss des Grundwasserstandes auf die Stofffreisetzung ist besonders hoch. Niedrige Grundwasserstände sorgen für geringe Methan-Emissionen, hohe Grundwasserstände fördern die CH₄-Freisetzung (Blankenburg & Höper, 2000). Eine Übersicht über die klimatische Wirksamkeit unterschiedlicher Formen der Niedermoornutzung ist in Tabelle 4 angegeben.

Tabelle 4: Gesamtabschätzung der klimatischen Wirksamkeit differenzierter Niedermoornutzung nach (Kratz & Pfadenhauer, 2001)

Treibhausgas	entwässertes Niedermoor	teilweise wiedervernässtes Niedermoor (GW ca. 30cm)	wiedervernässtes Niedermoor (überstaut)
	CO ₂ -C-Äquivalent	CO ₂ -C-Äquivalent	CO ₂ -C-Äquivalent
	[kg CO ₂ -C/ha*a]	[kg CO ₂ -C/ha*a]	[kg CO ₂ -C/ha*a]
CO₂ - C	4.120 ... 6.700	3.849 ... 4.787	-480 ... -140
CH₄ - C	-3 ... 8	-3 ... 44	456 ... 1.193
N₂O - N	22 ... 372	7 ... 832	-15 ... 58
Summarische Klimawirkung	4.139 ... 7.080	3-853 ... 5.663	-39 ... 1.111

Die Freisetzung von Kohlenstoff kann neben der gasförmigen auch in der wasserlöslichen Phase, als DOC, HCO₃⁻ oder CO₃²⁻, geschehen. Die Höhe des freigesetzten DOC ist nach Velty (2004) von der Menge und Qualität des organischen Kohlenstoffs im Boden sowie von der Tätigkeit der Mikroorganismen abhängig.

Die bei einer landwirtschaftlichen Nutzung angereicherten leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen werden bei einer Wiedervernässung besonders schnell freigesetzt. Die schwächere mikrobielle Zersetzung durch die anaeroben Bedingungen sowie die langsamere Umsetzung von DOC zu CO₂ sorgen nach einer Wiedervernässung allg. für erhöhte DOC-Konzentrationen im abfließenden Wasser (Meyer & Höper, 1998), (Velty et al., 2004).

Bei einem Wiedervernässungsversuch auf einem degradiertem Niedermoor fanden Velty et al. (2004) eine Reduktion der Fe-Gehalte im nHa- und nHt-Horizont um ca. 40 % nach 8 Jahren Vernässung. Im selben Untersuchungsgebiet wurden unter 20 mg DOC/l vor der Wiedervernässung und zwischen 20 und 40 mg DOC/l nach der Vernässung gemessen. Bei einem weiteren Wiedervernässungsversuch in Schweden wurden TOC-Austräge (total organic carbon – gesamter organischer Kohlenstoff) bis 1 kg C/ha*a gemessen (Schwill, 2003).

3.3.1.2. Stickstoff-Dynamik

Die Stickstoff-Dynamik in wiedervernässten Niedermooren ist stark vom Grundwasserstand und damit dem Grad der Wiedervernässung abhängig. Niedermoortorfe weisen mit einem Gehalt von 1,3-3,5 % einen sehr hohen Stickstoffanteil aus (Kratz & Pfadenhauer, 2001). Der größte Teil liegt dabei organisch gebunden vor und ist nur bedingt pflanzenverfügbar (Schwill, 2003). Die Mineralisierung durch Mikroorganismen führt zur Überführung in die pflanzenverfügbaren, anorganischen Formen Nitrat (NO_3^-) oder Ammonium (NH_4^+) (Münchmeyer, 2001). Die Höhe der Mineralisierung ist dabei abhängig vom Grundwasserstand, der Nutzungsform und dem Säure-Basen-Verhältnis des Moors (Schwill, 2003). So kommt es bei einer tiefen Entwässerung und intensiver Grünlandnutzung zu Mineralisierungsraten bis 360 kg N/ha*a, bei einer Wiedervernässung gehen Kratz & Pfadenhauer (2001) von einer Mineralisierung von rd. 20 kg N/ha*a aus.

Bei einer Wiedervernässung mit Grundwasserständen von 20-60 cm unter Flur, welche zur Entwicklung eines artenreichen Feuchtgrünlandes angestrebt werden, ist zunächst mit einem Anstieg der Ammonium- und Nitratgehalte im anthropogen beeinflussten Oberboden zu rechnen (Eschner & Liste, 1995), (Kratz & Pfadenhauer, 2001). Besonders unter wechselfeuchten Bedingungen ist mit einer erhöhten N-Mineralisierung und damit v.a. erhöhten Nitratgehalten zu rechnen (Sauerbrey & Eschner, 1991). Da die Rate der N-Mineralisierung im Sommer besonders hoch ist, sollte zur Reduzierung der N-Emissionen ein Absinken der Grundwasserstände in diesem Zeitraum vermieden werden (Rosenthal, 2000). Bei Grundwasserständen über Flur liegen bis zu 99 % des mineralischen Stickstoffs als Ammonium vor (Kratz, Pfadenhauer [Hrsg.], 2001). Ammonium ist i.d.R. wesentlich weniger mobil als Nitrat. Es kommt daher zu geringeren Stickstoffausträgen. Sobald sich aerobe Bedingungen einstellen, kann es zur Oxidation des Ammonium zu Nitrat und somit zu erneut erhöhten Stoffausträgen kommen (Schwill, 2003).

Damit zeigt sich der starke Zusammenhang zwischen der Grundwassertiefe und dem N-Austrag als flüssige Phase. Mit zunehmendem Grundwasserabstand steigt die Auswaschungsrate, v.a. als Nitrat (Schrautzer, 2001).

Eine vollständige Überstauung der Moore, möglichst ohne wechselfeuchte Bedingungen, führt zu einer starken Reduzierung der Lachgas-Emissionen (Meyer, 2000). Sollte eine extensive Bewirtschaftung der Niedermoore angestrebt werden, kann ein winterlicher

Überstau der Flächen die Lachgas-Emissionen minimieren. Daneben sollte zur weiteren Reduzierung der flächenbezogenen N₂O-Emissionen eine Wiesen- der Weidennutzung vorgezogen werden (Kratz & Pfadenhauer, 2001). Des Weiteren sollten Grünlandumbrüche sowie eine zusätzliche N-Düngung zur Reduktion der gasförmigen N-Austräge vermieden werden (Schwill, 2003). Neben dem Lachgas kommt es in wiedervernässten Mooren auch zur Bildung von molekularem Stickstoff (N₂) (Veltly et al., 2004). Da dieser jedoch kein klimarelevantes Gas ist, wird er hier nicht weiter berücksichtigt.

3.3.1.3. Phosphor-Dynamik

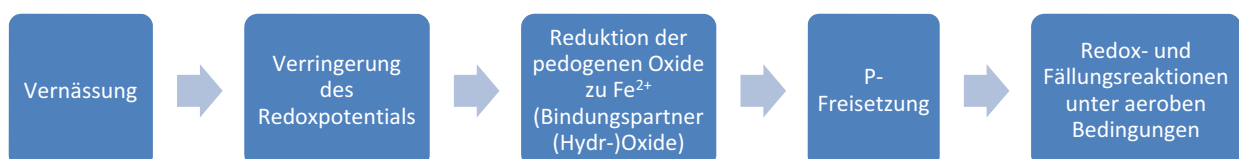
Zur Phosphor-Dynamik in wiedervernässten Mooren sind derzeit noch keine gesicherten Aussagen möglich. Der größte Teil des Phosphors ist, wie der Stickstoff, organisch gebunden (Succow & Joosten, 2001). Die P-Dynamik wird hauptsächlich durch das Redoxpotential sowie vom Zersetzungsgrad der Torfe bestimmt (Gelbrecht et al., 2008). Bei einer Wiedervernässung sinkt das Redoxpotential und es kann zur zeitweiligen Auflösung der P-Bindungspartner, v.a. der Fe(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate, kommen (Leinweber & Schlichting, 2002), (Veltly et al., 2004).

Der Phosphor-Sättigungsgrad (PSD) gibt das Verhältnis zwischen dem oxalat-extrahierbarem Phosphor (an Fe(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate gebunden) und der Phosphor-Sorptionskapazität an (Bohner, 2008).

$$\text{PSD} = (\text{P}_{\text{ox}}/\text{PSC}) * 100 \quad [\%] \text{ [mmol/kg]}$$

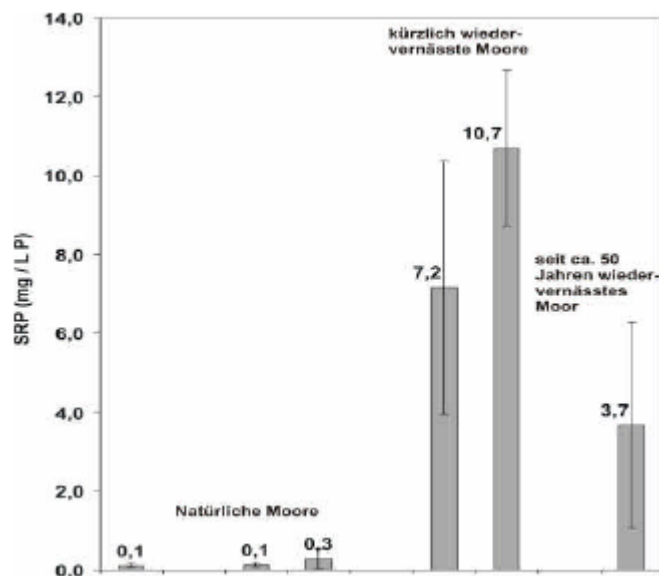
Die Freisetzung von P erfolgt i.d.R. nur dann, wenn der PSD rd. 24 % übersteigt. Es wurden jedoch auch schon bei geringeren Werten P-Freisetzungen beobachtet (Veltly et al., 2004).

Abbildung 10: Phosphor-Dynamik nach Wiedervernässung eines Moors nach (Leinweber & Schlichting, 2002)



Unter aeroben Bedingungen finden Redox- und Fällungsreaktionen statt, welche die gelösten Phosphate sorptiv binden können und damit die P-Austräge minimieren (Kratz, Pfadenhauer [Hrsg.], 2001). Bei einer Wiedervernässung und damit einem Wechsel zu anaeroben Bedingungen kann die Freisetzung von anorganisch gebundenem P zu hohen Konzentrationen im Porenwasser führen (Gelbrecht, 1998). Durch Retentionsprozesse an den Phasengrenzen zwischen dem anaeroben Porenwasser und dem aeroben Oberflächenwasser kann es zur erneuten Bindung des Phosphors kommen. Damit führen hohe P-Konzentrationen im Porenwasser nicht direkt zu hohen Abflusskonzentrationen (Schwill, 2003). Zusätzlich kann es durch Rücklösungsprozesse und durch Austräge aus der abgestorbenen Biomasse zu erhöhten P-Freisetzungsraten nach der Wiedervernässung kommen (Höhne, 2000). Aussagen über die Dauer der erhöhten P-Emissionen sind jedoch nicht möglich (Schwill, 2003). Die Austräge aus stark zersetzten Torfen sind allg. wesentlich höher als aus schwach bis mäßig zersetzten Torfen (Gelbrecht et al., 2008).

Abbildung 11: P-Konzentration im Porenwasser verschiedener Moore in Brandenburg (natürliche Moore: Dolgensee und Luchsee, Wierichwiesen bei Bad Saarow, Triebsee; kürzlich wiedervernässte Moore: Spreeniederung und Nuthe-Nieplitzniederung; seit ca. 50 Jahren wiedervernässtes Moore: Schlaubetal) nach (Gelbrecht et al., 2002)



Daneben wird die Phosphor-Retention wesentlich durch das Fe(II):P-Verhältnis bestimmt. Erst wenn $\text{Fe(II):P} < 3$ erreicht ist, kommt es nach Gelbrecht et al. (2002) zur unvollständigen P-Fällung und damit zu einem erhöhtem P-Austrag. Die Freisetzung erfolgt dann solange die amorphen Fe-Verbindungen mobilisiert werden (Velty et al., 2004).

Aus ökologischer Sicht muss daher neben der Stickstoff-Dynamik auch der Phosphor-Kreislauf betrachtet werden, da P neben N eutrophierend wirkt (Velty et al., 2004). Bei der Wiedervernässung muss verstärkt auf die Stabilisierung der Stoffkreisläufe mit einem maximalen Rückhalt geachtet werden. Die Umsetzung der organischen P-Verbindungen spielt auf Grund der geringen Informationen eine besondere Rolle. Die Prozesse des P-Haushaltes laufen allg. relativ langsam ab, sind jedoch kurzfristig nicht reversibel und sollten daher regelmäßig untersucht werden (Leinweber & Schlichting, 2002).

3.3.1.4. weitere Stoffe

Der **Schwefelkreislauf** ist eng gekoppelt mit verschiedenen anderen Stoffkreisläufen. Bei der mikrobiellen Torfzersetzung unter anaeroben Bedingungen dient er durch die Reduktion von Sulfat (SO_4^{2-}) zu Sulfid (S^{2-}) als Elektronenakzeptator (Howarth & Stewart, 1992). Die gebildeten, für Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen giftigen, Sulfide fallen unter der Anwesenheit von Fe^{2+} als schwer lösliche Eisensulfide, z.B. Pyrit, aus (Succow & Joosten, 2001). Damit sinkt die Bindungskapazität des Eisens für P. Der Schwefel bestimmt somit indirekt auch die Verfügbarkeit des Phosphors. Die Sulfat-Konzentration sinkt nach der Wiedervernässung durch die verringerte Nachlieferung des anorganischen Schwefels unter anaeroben Bedingungen (Velty et al., 2004).

Die **Kalium**-Gehalte in wiedervernässten Niedermooren sind abhängig von der Herkunft und dem Nährstoffgehalt des Wassers. Liegen die Grundwasserspiegel im Mittel unter Flur, ist mit einer Abnahme der K-Gehalte im Oberboden zu rechnen (Kratz & Pfadenhauer, 2001). Weisen die Torfe einen hohen Ca-Gehalt auf, kommt es nach Escher & Liste (1995) durch die Verlagerung des Kaliums ebenfalls zur Reduktion der K-Gehalte im Oberboden. Wird der Wasserspiegel so weit angehoben, dass die Stickstoffmineralisierung eine natürliche Rate annimmt, nehmen die Kalium-Gehalte im Oberboden nach der Wiedervernässung zu (Kratz & Pfadenhauer, 2001).

Eisen. Nach einer Wiedervernässung und dem Absinken des Redoxpotentials kommt es durch die Auflösung der amorphen Fe(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate zur Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} (Scheffer & Schachtschabel, 2002). Das Fe^{2+} ist dabei stark mobil und verlagert sich in die tieferen Torfhorizonte oder wird als schwer lösliches Fe(II)sulfid ausgefällt (Veltý et al., 2004). Damit kommt es zur Reduktion der Eisen-Gehalte im Oberboden.

3.3.2. Abschätzung der Emissions-Zeiträume

Genauere Aussagen zur Dauer der erhöhten Raten der Stofffreisetzung sind derzeit nicht möglich. Besonders in der Anfangsphase nach einer Wiedervernässung muss mit erhöhten P- und S-Austrägen gerechnet werden (Gelbrecht et al., 2002). Generell kann man davon ausgehen, dass die Wiedervernässung im Bezug auf die Klimarelevanz deutliche Vorteile gegenüber den heutigen Nutzungsformen als Grünland o.ä. aufweist (Joosten, 2006).

Nach Höper (2007) kann man von erhöhten Emissionen nach einer Vernässung innerhalb der ersten 10 bis 20 Jahre ausgehen. Bei einem Wiedervernässungsversuch in Weißrussland wurde der s.g. „break-even point“, also der Zeitpunkt, ab dem eine Wiedervernässung geringere Treibhausgasemissionen aufweist als eine nicht vernässte Fläche, nach ca. 12 Jahren erreicht (Joosten, 2006). Dabei werden nach Joosten (2006) 3 Phasen unterschieden:

1. Phase mit extrem hoher CH_4 -Emission und wenig CO_2 -Festlegung (negativer Klimaeffekt)
2. Phase mit geringen CH_4 -Emissionen und maximaler CO_2 -Festlegung (leicht positiver Klimaeffekt)
3. Phase mit geringen CH_4 -Emissionen und geringer CO_2 -Festlegung (klimatisch weitgehend neutral)

Der Zeitpunkt, nach dem es nach der Wiedervernässung eines Niedermoores erneut zur Torfakkumulation kommt ist ebenfalls schwer abschätzbar. Es kann jedoch auf Grund der Vegetationsdynamik davon ausgegangen werden, dass sich die Stoffprozesse relativ schnell stabilisieren (Schwill, 2003).

Tabelle 5: Phasen der Niedermoor-Rückentwicklung (Kuntze & Eggelsmann, 1981)

Phase	Form	Dauer
1	Wiedervernässung	Jahre
2	Renaturierung	Jahrzehnte
3	Regeneration (Torfbildung)	Jahrhundert (e)

3.3.3. Vegetationsdynamik

Die Entwässerung von Mooren führt zu starken Veränderungen der abiotischen Standortfaktoren. Aus naturnahen, artenreichen Niedermooeren werden kurz- bis mittelfristig artenarme Grünlandflächen. Die Überstauung der Fläche bedingt abermals einen Wandel der Standortfaktoren und sorgt damit für eine Veränderung der Artenzusammensetzung (Kieckbusch, 2003).

Die Geschwindigkeit und Intensität der Vegetationsveränderung ist nach Rosenthal (2000) abhängig von der Artenzusammensetzung des Ausgangsbestandes, der Überflutungsdauer und -höhe sowie vom Grad der Wasserbewegung. Bei einer schwachen Vernässung kommt es zu einem langsamen Wandel der Vegetation, d.h., die Etablierung und Ausbreitung neuer Arten wird gefördert, ohne dass die vor der Vernässung angesiedelten Pflanzen durch einen Überstau sofort verdrängt werden. Dies sorgt für einen zwischenzeitlichen Anstieg in der Artenzahl. Ein langer Überstau führt i.d.R. zum Absterben eines Großteils der vorhandenen Vegetation (Rosenthal, 2000). Der zeitliche Verlauf der Vegetationsveränderung ist vergleichbar mit der Entwicklung einer jungen Ackerbrache (Pfadenhauer & Heinz, 2004).

Nach Schmidt (1981) können dabei in den ersten 10 Jahren nach einer Wiedervernässung 3 Phasen unterschieden werden:

- 1.** starkes Aufkommen von Ackerunkräutern aus dem Bodensamenvorrat
- 2.** Dominanz langlebiger Grünlandvertreter
- 3.** Ansiedlung von Schlagfluren und Gehölzarten

Gewisse Unterschiede treten je nach der Art und Intensität der vorherigen Nutzung und der Vernässungsintensität auf.

Auf vormals intensiv genutzten Niedermooren muss fast immer von einem stark erhöhten Nährstoffpool ausgegangen werden. Daher kommt es häufig zur Verdrängung bzw. Unterdrückung der moortypischen Vegetation durch eutraphente Arten (Kieckbusch, 2003). Zur Nährstoffhagerung wird eine mehrfache Mahd ohne zusätzliche Düngung empfohlen (Rosenthal, 2000). Die Hagerung ist dabei vom Ertrag sowie dem Nährstoffgehalt der entnommenen Pflanzen abhängig. Eine Abschätzung des Zeitraums, welche bis zum Erreichen einer mageren, artenreichen Feuchtwiese mit Erträgen um 4 t/ha*a benötigt wird, ist derzeit nicht möglich (Eschner & Liste, 1995).

Neben der Nährstoffentnahme durch Mahd kann auch eine extensive Beweidung der Niedermoore als günstige Pflegemaßnahme angesehen werden. Diese Form der Bewirtschaftung zeichnet sich durch geringe Kosten und einen positiven Effekt der Weidetiere auf den Boden aus (Schalitz, Scholz, & Masch, 1995). In mehreren Versuchen in der Schweiz wurden dafür Hochlandrinder eingesetzt. Diese Art zeichnet sich durch ihre Robustheit und Genügsamkeit aus und kann auch auf stark verbuschten Niedermooren eingesetzt werden (BUWAL, 2002). Eine extensive Beweidung ist jedoch nur auf leicht vernässten Flächen möglich (Schalitz, Scholz, & Masch, 1995).

Auf Grünlandflächen, welche für einen Großteil des Jahres überstaut werden, etablieren sich im Verlauf der Vegetationsentwicklung vorwiegend Röhrichtarten (LUA, 1998). Man muss davon ausgehen, dass, v.a. bei stark degradierten Niedermooren, torfbildende Arten in den ersten 5-10 Jahren eine stark untergeordnete Rolle spielen (Schwill, 2003). Bei verschiedenen Vernässungsversuchen in Nordwestdeutschland und Holland waren trotz der Wiederherstellung der standortspezifischen Eigenschaften die Erfolge aus vegetationskundlicher Sicht nach 10-20 Jahren gering (Rosenthal, 2000). Eine Nettozuwanderung neuer Arten wurde i.d.R. nur bei einer leichten Vernässung festgestellt.

3.4. Beispiele für aktuelle Wiedervernässungsversuche

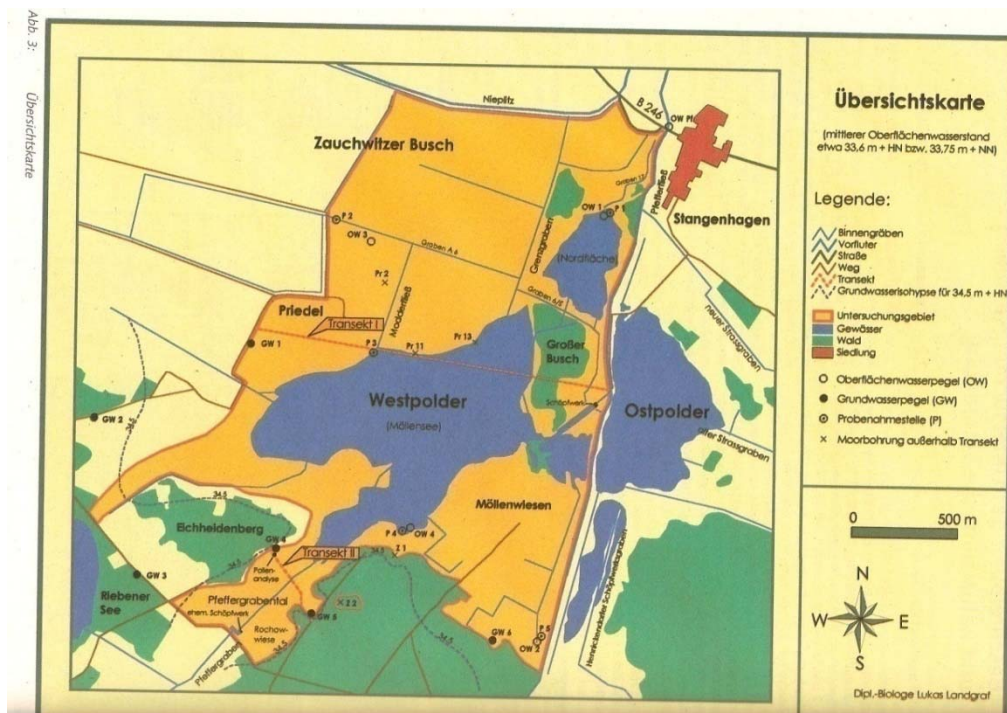
Eine Übersicht über aktuelle Wiedervernässungsversuche weltweit und in Deutschland ist u.a. in Schumann & Joosten (2008) und im Leitfaden zur Renaturierung von Feuchtgebieten (LUA, 2007) zu finden. Letztere macht auch Angaben zu den Kosten der einzelnen Maßnahmen beim Gewässerrückbau. Größere Wiedervernässungsprojekte in Brandenburg beschäftigen sich u.a. mit dem Havelländischem Luch, der Nuthe-Nieplitz-Niederung und dem Byhleguher See. Die Maßnahmen zielen dabei meistens auf den Erhalt bzw. die Etablierung eines strukturreichen, naturnahen Feuchtgebietes mit moortypischer Vegetation (LUA, 2007).

Im Folgenden soll anhand des Wiedervernässungsversuch in der Nuthe-Nieplitz-Niederung genauer auf die Stofffreisetzung, die Nutzung, die Vegetationsentwicklung und die Wasserproblematik eingegangen werden.

Das rd. 350 ha große Untersuchungsgebiet, welches von einem ca. 295 ha großem Verladungsmeer dominiert wird, befindet sich im Baruther Urstromtal südlich von Berlin. Zur Nutzung der Flächen wurde 1967 eine Komplexmelioration begonnen. Bis Anfang der 90er Jahre wurde ein intensiver Saatgraslandbau mit zusätzlicher Stickstoffdüngung durchgeführt (LUA, 2007). Der Ausfall der Pumpen am Schöpfwerk bei Stangenhagen im Winter 91/92 sorgte für eine Vernässung von ca. 450 ha entwässerter Moorflächen. Der Grundwasseranstieg bewirkte im Folgenden ebenfalls die Bildung von rd. 150 ha Flachgewässern. Die Überstauung der Flächen hat zur Abnahme der wechselfeuchten Bedingungen auf einem Großteil der Standorte gesorgt. Lediglich die Randbereiche der Moorkörper weisen noch wechselfeuchte Bedingungen auf (LUA, 1998).

Ziel der Renaturierungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet war die Initiierung einer natürlichen Flussdynamik, die Reduzierung der Binnenentwässerung sowie die Revitalisierung verschiedener Moorkörper. Dies sollte u.a. durch den Rückbau des Schöpfwerkes, s.g. Deichschlitzen zur Herstellung einer freien Vorflut und durch die Verplombung von Binnengräben erreicht werden (LUA, 2007). Die Steuerung des Wasserstandes erfolgt technisch über Wehranlagen in der Nuthe bei Saarmund und Gröbern sowie in der Nieplitz am Blankensee (Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V., 2003).

Abbildung 12: Übersichtskarte Nuthe-Nieplitz-Niederung (LUA, 1998)



Die Wiedervernässung der Flächen hat durch die Reduzierung des Redoxpotentials zu erhöhten Stickstoff- und Phosphat-Einträgen in die Vorfluter geführt. Besonders auf den vormals gedüngten Standorten wurden hohe Konzentrationen von pflanzenverfügbarem P in der Bodenlösung vorgefunden (LUA, 1998). Unter wechsellückigen bis mäßig feuchten Bedingungen kam es zu einem starken Anstieg der P-Konzentration in den obersten 30 cm. Es wird davon ausgegangen, dass die P-Konzentration in der Bodenlösung von der Vernässungsstufe „überstaut“ über „nass“ bis zu „feucht“ deutlich zunimmt (LUA, 1998). Die Stickstoff- und Phosphat-Austräge nahmen seit dem Ende der 90er Jahre stetig ab, 2001 wurden Konzentrationen nahe dem Ausgangszustand erreicht (LUA, 2007).

Daneben wurde eine Anreicherung von Kalium in einer Tiefe von 15-40 cm festgestellt. Dies basiert wahrscheinlich auf der Zufuhr von Kalium über das Grundwasser sowie auf einer verminderten K-Aufnahme durch reduzierte N-Mineralisation (LUA, 1998).

Die geplanten Stauziele sehen eine Absenkung der üblichen Stauhöhe um 2 m von Mai bis November vor. Von Dezember bis März wird eine Anhebung der Wasserstände angestrebt. Damit kommt es auch bei der Wiedervernässung zu einer weiteren Entfernung von den naturnahen Bedingungen (LUA, 1998). Durch den sommerlichen Wasserrückhalt kam es zur Verbesserung der Grünlandnutzung in den Quellgebieten.

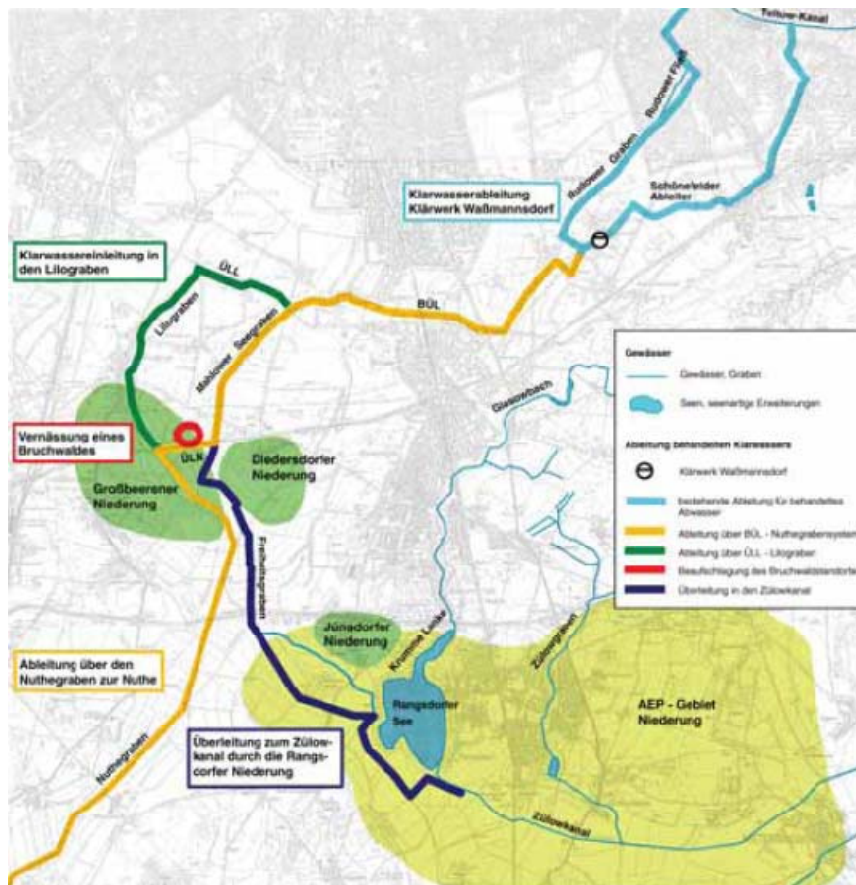
Abbildung 13: Pfefferfließ in der Nuthe-Nieplitz-Niederung (Panoramio)



Ein Großteil der Flächen im Untersuchungsgebiet befindet sich im Besitz des Landschaftsfördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung e.V.. Zur Bewirtschaftung werden diese Flächen an die ansässigen Landwirte verpachtet. Dabei sind die Vorgaben des Pflege- und Entwicklungsplan ein wesentlicher Vertragsbestandteil (Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V., 2003).

Auf Grünlandflächen dürfen keine Umbrüche durchgeführt werden. Der Einsatz von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln ist untersagt. Bei einer Nutzung als Streuwiese soll die Mahd, zum Schutz von bodenbrütenden Vogelarten und spät blühenden Pflanzen, erst Mitte Mai durchgeführt werden. Die Beweidung der Flächen ist mit einer Bestandsdichte von bis zu 1,4 Großvieheinheiten je Hektar (GV / ha) gestattet (Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V., 2003).

Abbildung 14: Vorhaben der Süableitung, Projektskizze und AEP-Gebiet (Möller & Kade, 2005)



Auf diesen Flächen werden hauptsächlich Mutterkühe gehalten. Trotz des Verzichts auf Dünger und Pflanzenschutzmittel ist diese Nutzung auf Grund der Herdendichte und der Weideführung als intensiv anzusehen.

Zum Ausgleich für etwaige Ertrags- und Qualitätseinbußen können Fördermittel für eine extensive Landwirtschaft genutzt werden. Die Finanzierung des Kulturlandschaftsprogrammes und des Vertragsnaturschutzes werden dabei sowohl über EU- als auch über Landesmittel realisiert (Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V., 2003).

Vor der Entwässerung bestand die ursprüngliche Vegetation aus Erlenbruchwäldern und Seggenrieden (LUA, 2007). Während der intensiven Nutzung war auf einem Großteil der Flächen die Quecke dominant. Sie verbreitete sich besonders auf den stark degradierten Teilbereichen. Auf den schwer entwässerbaren Flächen waren teilweise noch Schilf- und Seggenbestände vorherrschend (LUA, 1998).

Durch den rasanten Grundwasseranstieg in Folge des Ausfalls der Pumpen im Schöpfwerk kam es zu einer schnellen Vegetationsveränderung. Nur wenige Arten kamen mit der unkontrollierten Wiedervernässung zurecht. Auf den überstauten Flächen entwickelten sich vorwiegend Röhrichtarten. Die nördlichen Flächen vollzogen einen Wandel von einem Saatgrasland zu einem bedeutendem Brut- und Rastplatz für div. Vogelarten (LUA, 2007).

Die Gesamtkosten der Renaturierung des Moorkomplexes in der Nuthe-Nieplitz-Niederung belaufen sich nach LUA (2007) auf rd. 230.000 €. Dabei entfielen ca. 3/4 der Kosten auf den Rückbau der Stauanlagen etc. und weitere Baumaßnahmen.

4. Praktische Umsetzung am Beispiel Nuthegraben

Im Folgenden soll die praktische Umsetzung am Beispiel des Nuthegrabengebietes ausführlich besprochen werden.

Der fortschreitende Klimawandel führt in Brandenburg in den nächsten 50 Jahren voraussichtlich zu einer deutlichen Veränderung der klimatischen Bedingungen. Neben der Zunahme von Hoch- und Niedrigwasserereignissen kommt es vermutlich auch zum verstärkten Auftreten von Dürren. Die Ursache dafür ist neben den veränderten Klimabedingungen auch in der intensiven Landwirtschaft zu suchen. Die starke Beeinflussung des natürlichen Gewässernetzes hat zu einem verringerten Wasser- und Stoffrückhalt gesorgt. Die Prioritäten der Nutzungsänderungen liegen damit in der Erhöhung der Wasser- und Stoffspeicherung sowie in der Verzögerung des Abflusses.

Der Einsatz von weitergehend gereinigtem Abwasser zur Verringerung des Wasserdefizites wird von den Berliner Wasserbetrieben (BWB) seit 1997 geprüft. Ziel ist die Überleitung eines Teilstroms von 350 l/s aus dem Klärwerk Waßmannsdorf über den Nuthegraben in die umliegenden Niederungen. Der Bewässerungsüberleiter (BÜL) soll ebenfalls als Retentionsraum für die Regenwetterableitung des Klärwerks Waßmannsdorf dienen. Im Regenwetterfall muss eine Ableitmenge von 50.000 m³/18h mit einer Beschränkung auf einen Durchfluss von 700 l/s realisiert werden. Die Aufgabe des BÜL aus Sicht der Klärwerke war demnach der Rückhalt und die Vergleichmäßigung von Regenwetterabflüssen.

Vorraussetzung für den Einsatz des weitergehend gereinigten Abwassers als Zusatzwasser zur Überleitung war der Erhalt der Gewässergüteklasse 2 der Nuthe zwischen Trebbin und Kleinbeuthen.

Im November 1997 begann der Probetrieb mit einem Tagesabfluss von 350 l/s. Zum Ende des Monats November war die Füllung des Grabensystems um den Nuthegraben abgeschlossen. Durch die Überleitung des Zusatzwassers stellten sich bereits im Winter 97/98 in den Niederungen typisch hohe Wasserstände ein.

Zum Beginn des Probetriebs kam es zu sehr hohen Versickerungsraten ins Grundwasser und den parallel verlaufenden Rieselfeldgräben. Die Dichtung von Leckagen im Frühjahr 1998 sowie die natürliche Kolmation senkten die Sickerverluste im Verlauf des Probetriebes so weit, dass am Ende des BÜL bei einer Trockenwetter-Ableitung keine

Abflussdifferenz zu erkennen war. Die Simulation von 2 Regenwetter-Ableitungen im ersten Jahr des Probetriebes ergaben stark erhöhte Sickerverluste gegenüber der Trockenwetter-Ableitung. Die erhöhten Verluste wurden durch eine Veränderung des Betriebsregimes minimiert.

In den folgenden Jahren kam es durch bauliche Veränderungen an den Wehren im Verteilerwerk zu teilweise starken Abflussschwankungen. Hohe Abflüsse sowie starke Niederschläge führten im August 2002 zu einem mehrwöchigem flächenhaften Überstau der Niederungen am Nuthegraben.

Im April 2003 kam es zu einer erneuten Veränderung der Regelung für die Regenwetterableitung vom Klärwerk Waßmannsdorf. Mit dem 7. Nachtrag zur Wasserrechtlichen Erlaubnis (OWB 2004) wurde 2004 der maximale Regenwetterabfluss im BÜL auf 1,3 m³/s beschränkt. Die Regenwetterableitungen sind dadurch weniger und seltener geworden. Die Anforderungen des Landesumweltamtes Brandenburg, welche eine Minimierung der Versickerungen vom BÜL in das Grundwasser verlangt, wurden somit im Folgenden erfüllt.

Abbildung 15: Nuthegraben

(<http://www.geocaching.com/seek/gallery.aspx?guid=4efafca1-129a-4bd7-bb8b-f37775d92353>)



Gewässergüteentwicklung am BÜL

Die Bewertung der Beeinflussung der Wassergüte durch den Einsatz des weitergehend gereinigten Abwassers erfolgte an Hand von regelmäßigen Wasseranalysen an verschiedenen Punkten des BÜL in den ersten 3 Jahren. Dabei wurde allg. eine Verbesserung der Gewässergüte über die 8,2 km lange Fließstrecke festgestellt.

Die bei der Einleitung des Zusatzwassers hohen Wassertemperaturen nehmen im Winter stark ab, im Sommer kommt es zu einer leichten Erwärmung. Eine Veränderung der Salzgehalte konnte nicht festgestellt werden, der pH-Wert stieg von rd. 6,9 auf 7,5. Er liegt damit in einem für eutrophierte Gewässer typischem Bereich. Das hohe Selbstreinigungspotential wird v.a. durch die Abnahme des biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) um ca. 40% und die Reduktion des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) verdeutlicht.

Die Konzentrationen der Pflanzennährstoffe P und N nimmt nach der Einleitung des weitergehend gereinigten Abwassers nicht weiter ab. Es kommt lediglich zu einer Verschiebung der Zusammensetzung der unterschiedlichen Spezies. Der Anteil an ortho-Phosphat (PO_4^{3-}) nimmt von 35 % auf 59 % zu. Der Ammonium-Gehalt sinkt von 0,7 mg NH_4/l auf 0,3 mg NH_4/l , die Nitrat-Konzentration geht von 0,3 mg NO_3/l auf 0,12 mg NO_3/l zurück. Der Gehalt an Nitrit steigt von 9,9 mg NO_2/l auf 10,8 mg NO_2/l . Nach 3 Jahren Betrieb wurde auf der Fließstrecke eine graduelle Verbesserung der Wasserqualität beobachtet. Diese reicht jedoch nicht aus, um das Gewässer einer höheren Gewässergüteklasse zuzuordnen.

Grundwasserbeeinflussung am BÜL

Nach der Änderung des Betriebsregimes kam es zur Annäherung an natürlich vorherrschende Grundwasserstände. Die Grundwasserstandsunterschiede in den einzelnen Messstellen waren ab dem 2. Betriebsjahr vernachlässigbar. Mit der ab April 2003 reduzierten Regenwetterableitung und der zu diesem Zeitpunkt erreichten Kolmation wurde die Versickerung des weitergehend gereinigten Abwassers ins Grundwasser auf ein Minimum reduziert.

Eine Beeinflussung des Grundwassers bestand bereits vor der Einleitung des weitergehend gereinigten Abwassers durch die Schwarzwasserverrieselung auf den Rieselfeldern. Nach dem Einsatz des weitergehend gereinigten Abwassers war eine Anreicherung v.a. der für kommunale Abwässer typischen Elemente Bor und Chlorid nachweisbar. Eine erhöhte

Stickstoff-Konzentration war nur im 1. Jahr in direkter Nähe zum BÜL festzustellen.

Die Auswirkungen der Überleitung des weitergehend gereinigten Abwassers auf die Grundwasserbeschaffenheit sind allg. nur in geringem Abstand zum BÜL erkennbar.

Auswirkungen der Überleitung des weitergehend gereinigten Abwassers auf den Nuthegraben und die umliegende Niederungen

Der Nuthegraben und die umgebenden Niederungen verloren nach der Einstellung der Schwarzwasserverrieselung 1976 und der Aufgabe des Rieselfeldbezirkes Groß Beeren bis 1992 einen Großteil des Zuflusses. Nur die am Tiefsten gelegenen Grabenabschnitte waren danach noch durch eine ganzjährige Wasserführung gekennzeichnet. Daher war für den Nuthegraben eher die Verfügbarkeit des Zusatzwassers und nur sekundär eine mögliche Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit von Bedeutung.

Das vorhandene Wasserdefizit wurde mit Beginn des Probetriebes im Winter 97/98 weitestgehend ausgeglichen. Ein großer Teil des Zusatzwassers verblieb dabei in den Niederungen. Im Sommer wurde, ohne ausreichenden Niederschlag, das gesamte übergeleitete Wasser von den Niederungen aufgenommen. Hohe Niederschlagsmengen führten auf den tiefer gelegenen Flächen auf Grund einer beeinträchtigten Versickerung i.d.R. zu Überflutungen. Durch die zusätzliche Regenwetterableitung zwischen März 2001 und April 2003 kam es zu einer Vermehrung der Überstau-Ereignisse. Zur Vermeidung dieser Überflutungen musste der Fließquerschnitt im Nuthegraben durch eine 3 bis 4malige Krautung ausreichend groß gehalten werden um einen ausreichenden Abfluss sicher zu stellen. Der besonders niederschlagsarme Sommer 2003 führte mit der eingestellten Regenwetterableitung zu einer Wassermangelsituation. Da am Wehr Thyrow lediglich der Mindestabfluss zu verzeichnen war, konnte den landwirtschaftlichen Anforderungen nicht mehr entsprochen werden.

Im ersten Jahr des Probetriebes wurde des Weiteren ein mittlerer Grundwasseranstieg von bis zu 0,6 m in den Niederungen gemessen. Die Überleitung des weitergehend gereinigten Abwassers sorgte somit für eine Stützung des dortigen Wasserhaushaltes.

Die Beeinflussung der Wasserqualität im Nuthegraben entstand neben der Überleitung des weitergehend gereinigten Abwassers durch die Einleitung von Abwasser aus der Kläranlage Löwenbruch sowie durch Abwasser aus der Obst- und Gemüseverarbeitung am Mahlower Seegraben. Es kam zur Erhöhung der Phosphat-Fracht um bis zu 50 %, einer Zunahme der

Stickstoff-Konzentration um rd. 30 % sowie einer Steigerung des CSB um 20 %. Nach dem Ausbau der Kläranlage Löwenbruch im Dezember 2000 sanken die Stofffrachten wieder deutlich.

Eine Beeinflussung der Grundwasserqualität durch das weitergehend gereinigte Abwasser aus dem BÜL war nicht zu verzeichnen. Durch die lange Fließzeit, welche zum Abbau aller relevanten Nährstoffe ausreichte, sowie den geringen Anteil des Wassers aus der Nuthe war keine Gefährdung der Wasserqualität im Wasserwerk Groß Schulzendorf zu erwarten. Auch das Trinkwasservorbehaltsgebiet Großbeuthen wurde nicht weiter beeinflusst.

Auswirkungen der Überleitung des weitergehend gereinigten Abwassers auf Nuthe

Vor der Einleitung des weitergehend gereinigten Abwassers wurde die Nuthe der Gewässergüteklasse II, d.h. mäßig verschmutzt, zugeordnet. Der Erhalt dieser Klasse war eine Grundvoraussetzung für den weiteren Betrieb. Zur Kontrolle wurden 14tägige Messungen der Wasserqualität durchgeführt. Als Maß für den Anteil an Fremdwasser wurde der Chloridgehalt bestimmt, wobei geringe Werte auf einen kleinen Teil an weitergehend gereinigtem Abwasser deuten.

In der Nuthe stiegen ebenso wie im zufließenden Nuthegraben die N_{ges} - und P_{ges} -Konzentrationen mit der Überleitung des weitergehend gereinigten Abwassers an. Hier waren v.a. der Neubau der Kläranlage Luckenwalde sowie der Umbau der Kläranlage Löwenbruch für eine Abnahme der Stoffkonzentrationen bis Ende 2000 verantwortlich.

Ein erhöhter Abfluss führte i.d.R. zu einer Zunahme der Stofffrachten und damit zu einer Verschlechterung der Wassergüte. Bei einer geringen Abflusszunahme im Nuthegraben kam es unter anaeroben Bedingungen zur Remobilisierung von P aus den Schlammablagerungen. Hochwasserabflüsse in der Nuthe, z.B. bei großen Regenwetterableitungen, sorgten für eine Erhöhung der sauerstoffzehrenden Fracht (BSB, CSB). Eine Steigerung der Überleitungsmenge um 25 % resultierte in einer Verdopplung der Stickstoff-Gehalte auf rd. 3 mg/l N_{ges} . Die Werte lagen jedoch unter dem Richtwert der AGA von 8 mg/l N_{ges} .

Im Sommerhalbjahr kam es bei Niedrigabflussereignissen im Nuthegraben zu erhöhten Ammoniumwerten. Die Durchmischung mit dem sauerstoffreichen Wasser der Nuthe führte zu einer schnellen Nitrifikation. Daher erreichten die erhöhten Werte nur selten die Messstelle Kleinbeuthen.

Im Unterlauf des Nuthegrabens wurden durch die im Sommer langen Fließzeiten teilweise sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen erreicht. Die Werte lagen bereits vor der Überleitung des weitergehend gereinigten Abwassers unter den Richtwerten der AGA. Die Erhöhung der Durchflüsse von 1998 bis 2002 sorgte für eine Verkürzung der Zeiten mit geringen Sauerstoffgehalten. Die Richtwerte der AGA von 2 mg/l O₂ wurde jedoch zu keinem Zeitpunkt erreicht. Zur Erhöhung der Sauerstoffgehalte sollte der Überfall am Wehr Thyrow bzw. der Absturz von Spaltwasser v.a. in den Sommermonaten erhalten bleiben. Der Fischpass am Wehr Thyrow muss dafür bei Niedrigwasser geschlossen werden. Bereits vor der Überleitung lagen die Werte für den chemischen Sauerstoffbedarf im Nuthegraben über dem Richtwert der AGA. Durch den erhöhten Abfluss kam es zur Reduktion dieser Werte. Die Messstelle Kleinbeuthen verzeichnete gegenüber der vor dem Zufluss des Nuthegrabens liegenden Messstelle Trebbin eine leichte Erhöhung der CSB-Werte. Da die Gewässergüteklasse jedoch über das Saprobiesystem bestimmt wird, wurde keine Auswirkung auf die Güteklasse II festgestellt.

Erlenbruchwald am ÜLN

Das weitergehend gereinigte Abwasser wurde daneben zur Wiedervernässung einer 10 ha großen Versuchsfläche eines trockengelegten Erlenbruchwaldes in den Niederungsgebieten am Nuthegraben genutzt. Ziel des Bewässerungsversuches war eine lokale Anhebung des Grundwasserspiegels zur Erhaltung der Feuchtvegetation, die Beendigung der Torfmineralisation sowie die Verbesserung der Qualität des weitergehend gereinigten Abwassers durch die Bodenpassage. Untersuchungen aus dem Jahr 2007 zeigten, dass die bisher vorherrschenden Grundwasserstände von 40-50 cm unter GOK zu tief waren, um den Moorschwund zu verhindern (Voigt et al., 2007).

Die Bewässerung der Testfläche fand von Ende Mai bis Ende Dezember 2000 über das bestehende Bewässerungsnetz vorwiegend mit weitergehend gereinigtem Abwasser statt. Die in diesem Zeitraum aus dem ÜLN zugeleitete Wassermenge von 277.810 m³ entspricht dem rd. 4,5-fachen der jährlichen Jahresniederschlagsmenge. Dadurch kam es zu einem Anstieg der Wasserstände im westlichen Teil des Bruchwaldes um ca. 60 cm. Dies sorgte für optimale Bedingungen für den Erhalt der vorhandenen Feuchtvegetation. Durch die Wiedervernässung kam es ebenfalls zu einer Verbesserung bzw. Regenerierung der Bodestruktur. Dadurch wurden v.a. die bodenhydrologischen Eigenschaften positiv beeinflusst (Voigt et al., 2007).

Während des 7 monatigen Bewässerungsversuches kam es weiterhin zur Reduktion der Nitrat- und Phosphat-Konzentrationen sowie zu einem Anstieg der DOM-Konzentrationen (dissolved organic material) im weitergehend gereinigten Abwasser.

Nachdem der Bewässerungsversuch beendet war kam es weiterhin zu nicht genau quantifizierbaren Wasserzuleitungen aus dem ÜLN. Die Änderung der Regenwetterableitung im BÜL 2000 sorgte nach größeren Regenwetterableitungen für kurzfristige Bewässerungsphasen im Bruchwald.

Nachfolgend soll die Möglichkeit zur weiteren Nutzung/Bewirtschaftung des Erlenbruchwaldes diskutiert werden.

Für eine extensive Nutzung der Niedermoore bieten sich die s.g. Paludikulturen (von lat. *palus* – Sumpf, Morast), also Kulturen von Sumpf- und Röhrichtpflanzen, besonders an. Dazu zählt unter anderem die Kultivierung von Torfmoosen, Schilf oder Erlen (Wichtmann, 2009). Tabelle 6 gibt einen Überblick über einige Nutzungsformen auf nassen Standorten. Paludikulturen bieten die Möglichkeit der Reduzierung von CO₂-Emissionen, sie bilden einen Lebensraum für seltene Arten und ermöglichen die Schaffung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum. Daneben kann auf diesen Flächen Biomasse zur energetischen Nutzung produziert werden, ohne dass diese in Konkurrenz zur Lebensmittelproduktion stehen.

Tabelle 6: Paludikulturen auf vormals degradierten Niedermooren (verändert nach (Wichtmann, 2009) u. (Müller et al. , 2005))

	Wasserwälder	Wasserriede	Wassergräser
Arten	Erle (<i>Alnus</i>)	Schilfrohr (<i>Phragmites</i>) Seggen (<i>Carex</i>)	Wasser-Schwaden (<i>Glyceria</i>) Glanzgräser (<i>Phalaris</i>)
Produkt	Energieholz + Möbel-Holz, Furnier	Energieholz + Gewebe	Energieholz + Futter
Ertrag [t TM/ha*a]	3 ... 10	6 ... > 25	5 ... 15
Wasserbedarf	rd. 717 mm/a	900 ... 1.050 mm/a	700 ... 900 mm/a
Erntezyklus	6 ... 80 a	1 a (Winter)	1 a (Sommer)
GWP (global warming potential)	++	++	+ / 0
Ökologie	eutroph basisch	eutroph basisch	polytroph basisch

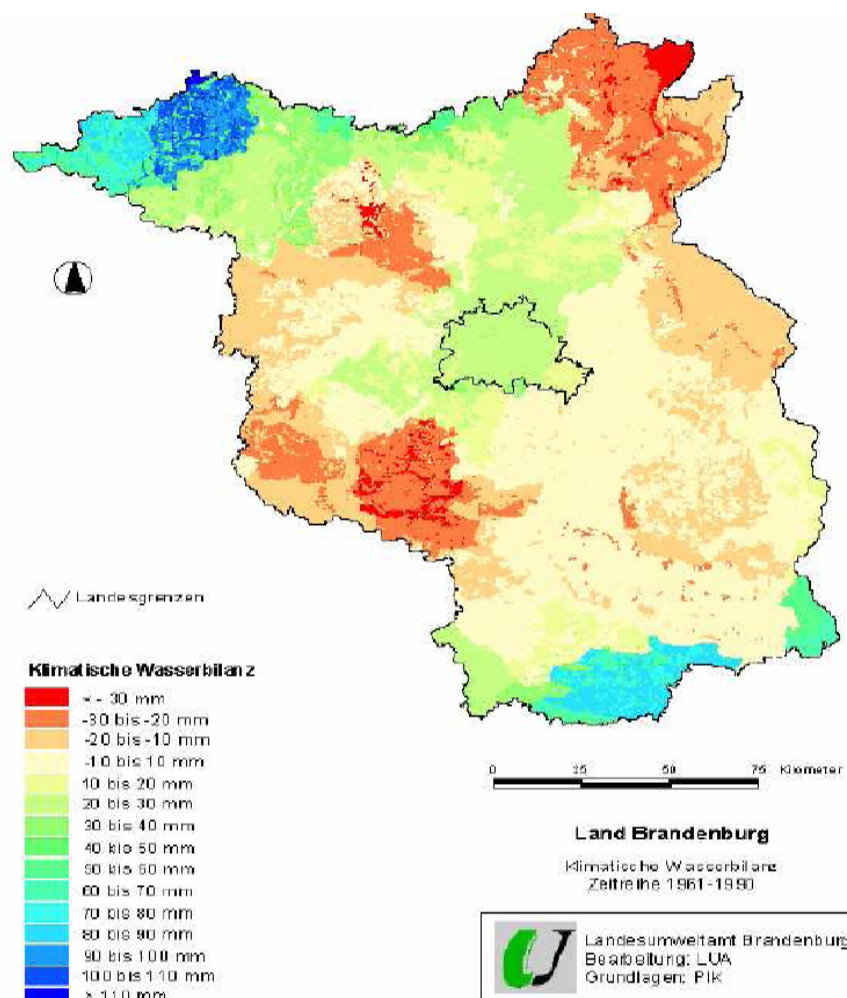
Die Möglichkeit der Etablierung von Schilfröhrichtpflanzen zur Sanierung von degradierten Niedermooren wurde in einem Projekt des DBU in der Sernitz-Welse-Niederung in Nordostbrandenburg besprochen (DBU, 1998). Nach Wichtmann et al. (2009) führt die natürliche Vegetationsentwicklung auf wiedervernässten Mooren zu Röhrichten oder Rieden. Der Anbau von Schilf ermöglicht dabei sowohl eine stoffliche als auch eine energetische Nutzung der produzierten Biomasse. Es kann mit Erträgen von 5 bis 40 t TM/ha*a, in Abhängigkeit u.a. vom Wiedervernäsungsgrad und dem Nährstoffpool, gerechnet werden (Wichtmann, 2009). Im Untersuchungsgebiet ist auf Grund des geringen Wasserdargebots mit reduzierten Erträgen zu rechnen.

Mit der Begründung eines geschlossenen Schilfbestandes konnten in der Sernitz-Welse-Niederung die Voraussetzungen für eine erneute Torfbildung geschaffen und somit eine Wiederherstellung der natürlichen Funktionen des Moores erreicht werden. Die zu Beginn der Untersuchung hohen Stoffausträge wurden auf die noch funktionsfähigen Dräne zurückgeführt (DBU, 1998). Das vorhandene Wasserdefizit sollte dabei langfristig durch die Einleitung von weitergehend gereinigtem Abwasser geschehen (Wichtmann & Koppisch, 1998). Die Beerntung der Biomasse kann mit verschiedenen Spezialmaschinen vorgenommen werden. Soweit möglich, sollte die Ernte bei Bodenfrost durchgeführt werden. Dann können auch größere Fahrzeuge, z.B. Feldhäcksler, eingesetzt werden, ohne dass es zu weiteren Bodenverdichtungen kommt (Wichtmann et al., 2000).

Erlen gelten allg. als Baumart mit der höchsten Verdunstung. Nach Dannowski & Dietrich (2006) liegt der Wasserbedarf eines Erlenbruchwaldes im östlichen Mecklenburg-Vorpommern und in Nordost-Brandenburg bei ca. 557 mm in der Vegetationsperiode bzw. bei rd. 717 mm über das gesamte Jahr. Bei einem vorhandenem Jahresniederschlag von 550 mm und 530 mm in den umliegenden Messstationen (Großbeeren und Klein Ziethen) liegt der Wasserverbrauch damit über dem langfristigen mittleren Jahresniederschlag der Region (DWD, 2006) (vgl. Abb. 16). Die klimatische Wasserbilanz sank von 1961 bis 1998 von (+) 4,2 mm auf (-) 39 mm/a (Lahmer & Pfützner, 2003). Im Zuge des Klimawandels ist mit einer weiteren Abnahme der verfügbaren Niederschlagsmengen in dem Untersuchungsgebiet zu rechnen (Renken, 2008). Damit erscheint eine Bewirtschaftung mit dem Ziel der Wertholzproduktion wie in dem von Dannowski & Dietrich (2006) untersuchten Gebiet in Mecklenburg-Vorpommern ohne die Einleitung von Zusatzwasser nicht sinnvoll. Vielmehr sollte der Erhalt bzw. die Wiederherstellung von feuchtwiesentypischen

Bedingungen angestrebt werden. Sollte eine Holzproduktion angestrebt werden, müssten rd. 200 mm Zusatzwasser pro Jahr auf die Flächen aufgebracht werden. Dabei wird sich der Bedarf an Zusatzwasser langfristig weiter steigern. Der Anbau von Schilf auf wiedervernässten Niedermooren schlägt mit einem Wasserbedarf von 898-1.044 mm zu buche (Dannowski & Dietrich, 2006), (Mueller et al., 2005). Damit liegt er deutlich über dem Wasserverbrauch für die Bestockung der Flächen mit Erlen und ist somit für das Untersuchungsgebiet mit der Zielsetzung einer maximalen Biomasseproduktion ebenfalls nicht zu empfehlen.

Abbildung 16: Klimatische Wasserbilanz Brandenburgs 1961 – 90 (MLUR, 2003)



Die Bewirtschaftung der um den Nuthegraben befindlichen Niederungen stellt ein weiteres Problem dar. Nach der Einstellung des Rieselfeldbetriebes kam es den 90er Jahren zu einer Absenkung der Grundwasserstände und einer weitreichenden Austrocknung der Niederungen (Möller & Kade, 2005).

Großbeerener Niederung

Die südwestlich des BÜL gelegene Großbeerener Niederung wird im Osten als intensives Grünland genutzt, der westliche Teil wird von einem Bruchwald, dem s.g. Genshagener Busch, eingenommen. Dieser reagierte auf die Aufgabe des Rieselfeldbetriebes Ende der 90er Jahre mit einer besonders starken Abtrocknung.

Ziel der Bewirtschaftung ist die Stützung des Landschaftswasserhaushaltes in der Großbeerener Niederung sowie die Einbeziehung des Genshagener Busches.

Das Untersuchungsgebiet ist teilweise stark reliefiert. Der westlich gelegene Bruchwald liegt rd. 0,5 m über den Grünlandflächen, der Durchlass unter dem Berliner Eisenbahnaußenring befindet sich ca. 0,8 m über den Durchlässen in der Niederung.

Im Winter 2000 wurde in Abstimmung mit den zuständigen Behörden ein 5tägiger Probееinstau durchgeführt. Dabei sollten die Auswirkungen eines maximalen Einstaus des Nuthegrabens am Wehr Diedersdorf auf die Niederungen ermittelt werden.

Durch den direkten Kontakt des Grabensystems nördlich vom Eisenbahnaußenring zum Nuthegraben stellte sich dort relativ zügig die Stauhöhe des Wehres Diedersdorf ein. Zur Erreichung des Genshagener Busches reichte die erzielte Stauhöhe nicht aus. Im südwestlichen Teil des Grabensystems stellten sich bereits am ersten Versuchstag erhöhte Wasserstände ein. Diese gingen nach der Öffnung eines Jalousienwehres wieder zurück. Die Wasserstände im Bruchwald nahmen nach der Öffnung des Jalousienwehres gegenüber dem Ausgangszustand geringere Werte an, in den Abzugsgräben nahe des Nuthegrabens wurde eine Erhöhung der Wasserstände um ca. 6 cm erreicht. Der Genshagener Busch kann nur bei einer weiteren Anhebung der Stauhöhe um rd. 30 cm erreicht werden. Die als Pferdekoppeln und Schafweiden genutzten Flächen nördlich der Bahnstrecke sollten auf Grund der erhöhten Lage nicht von den Überstauversuchen beeinflusst werden.

Für einen weiteren Probeeinstau wird neben der Beräumung des Rohrdurchlasses zum Genshagener Busch die Rekonstruktion des Wehres Diedersdorf zur Erreichung höhere Stauhöhen empfohlen.

Für die Zukunft wird beabsichtigt, den Bruchwald am ÜLN bei Starkregenableitungen temporär zu Überstauen. Erlen sind durch ihre s.g. Adventivwurzeln besonders gut an schwankende Wasserstände angepasst und können somit den zeitweisen Überstau gut vertragen. Im Hinblick auf eine möglichst klimaneutrale Bewirtschaftung zeigte sich nach Augustin & Barthelmes (2007) ein Grundwasserabstand von durchschnittlich 10 cm unter Flur als am Besten geeignet. Bei Grundwasserflurabständen von 25 cm zeigte sich bereits eine deutlich negative Klimabilanz. Das Hauptaugenmerk sollte auf einem möglichst gleichmäßigen Wasserstand liegen, da schwankende Wassergehalte die Mineralisation fördern.

Diedersdorfer Niederung

Die Diedersdorfer Niederung befindet sich östlich der Großbeerener Niederung, südlich vom BÜL. Sie wird derzeit hauptsächlich als Intensivgrünland genutzt, nur geringe Teile sind von einem Bruchwald bedeckt. Das gesamte Gebiet wird durch ein ausgedehntes Grabennetz entwässert. Auf Grund der starken Tieflage der Niederung können Wasserstände von 36,8 m NHN (Normalhöhe Null) angestrebt werden. Ein maximaler Einstau im Freiheitsgraben auf 36,7 m NHN am ÜLZ 2 (Überleiter zum Zülowkanal) sorgte für eine weit reichende Wasserfront in der Diedersdorfer Niederung. Das eingestaute weitergehend gereinigte Abwasser drang dabei bis Diedersdorf im Norden des Untersuchungsgebietes vor und vermischte sich dort mit dem Gebietsabfluss. Ein Volleinstau im Sommer 2003 sorgte nach mehreren Wochen im Grabensystem für einen Wasserstand von 36,8 m mit einer Ausbreitung weit in die Niederung hinein. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass die Diedersdorfer Niederung auch mit einfachen Mitteln in eine Grabeneinstaubewässerung mit einbezogen werden kann.

Tabelle 7 gibt einen Überblick über die in der Nuthe-Nieplitz-Niederung sowie am BÜL-Nuthegraben durchgeführten Arbeiten, die daraus resultierenden Ergebnisse sowie den zukünftig geplanten Betrieb.

Abschließend läßt sich sagen, dass die Wiedervernässung von Niedermooren einen bedeutenden Beitrag zur klimaneutralen Nutzung von Feuchtgebieten geben kann. Ausschlaggebend für eine Reduktion der Stoffausträge sind dabei eine standort- und nutzungsangepasste Bewirtschaftung der Flächen, möglichst hohe und gleichmäßige Wasserstände und soweit möglich ein Monitoring über den Erfolg/Effektivität der durchgeführten Maßnahmen.

Tabelle 7: Vergleich der Untersuchungsgebiete Nuthe-Nieplitz-Niederung und BUL-Nuthegraben

	Nuthe-Nieplitz-Niederung	BÜL-Nuthegraben
Durchführung	<ul style="list-style-type: none"> - Beginn der Wiedervernässung nach Ausfall der Entwässerungspumpen im Winter 91 /92 - Unterbrechung der Deiche durch Deichschlitze mit Ziel der Aufgabe der Gewässerunterhaltung - Rückbau von Schöpfwerken, Verplombung von Binnengräben und Beseitigung von Rohrdurchlässen - zusätzliche Maßnahmen im Quellgebiet des Niederungen durchfließenden Pfefferfließes 	<ul style="list-style-type: none"> - Überleitung von weitergehend gereinigtem Abwasser in BÜL zur Wiederherstellung von niederungstypischen Wasserständen (beginnend November 1997) → Nutzung von weitergehend gereinigtem Abwasser aus KW Waßmannsdorf
wissenschaftliche Begleitung /	<ul style="list-style-type: none"> - Maßnahmen von Landschaftsförderverein „Nuthe-Nieplitz-Niederung“ e.V. initiiert 	<ul style="list-style-type: none"> - wissenschaftliche Begleitung durch UMD und BTU Cottbus
Untersuchung	<ul style="list-style-type: none"> - wissenschaftliche Begleitung durch Landesumweltamt Brandenburg - Finanzierung der Maßnahmen durch Bundesamt für Naturschutz, Land Brandenburg sowie „Nuthe-Nieplitz-Niederung“ e.V. 	<ul style="list-style-type: none"> - fachliche Begleitung durch LUA in Cottbus und Potsdam daneben WBV Dahme-Notte sowie BWB an Maßnahmen beteiligt - Finanzierung durch BWB
Ergebnisse	<ul style="list-style-type: none"> - wasserrückhaltende Maßnahmen sorgen für großflächigen Grundwasseranstieg und Auffüllung des Grundwasserleiters in Hochgebiet - Probleme durch erhöhte Stickstoff- und Phosphat-Einträge in Pfefferfließ → Werte erreichten 2001 Ausgangszustand aus Zeit vor Ende des Schöpfwerkbetriebes - auf ehemaligen Saatgraslandflächen kam es zum Wandel zu Brut- und Rastplätzen für Wasservögel 	<ul style="list-style-type: none"> - keine Beeinflussung der Gewässergüteklasse der Nuthe durch Einleitung des weitergehend gereinigten Abwassers - Grundwasserstände in Niederungen näherten sich natürlichen Bedingungen an → dabei keine Beeinflussung der Grundwasserqualität
weiterer Betrieb	<ul style="list-style-type: none"> - Gewässerverlandung für Zukunft erwartet - im Pfefferfließ soll natürliche Fließdynamik erhalten werden - angrenzenden Moorkomplexe sollen weiter revitalisiert werden 	<ul style="list-style-type: none"> - weiterer Einsatz des weitergehend gereinigten Abwassers zur Stützung des Landschaftswasserhaushaltes

5. Literaturverzeichnis

Amt für Bauen, Denkmalpflege und Naturschutz Schleswig Holstein [Hrsg.]. (2008). *Landschaftschutzgebiete Siebendorfer Moor*. Schwerin.

Augustin et al. (1996). Lachgas- und Methanemission aus degradierten Niedermooren Norddeutschlands unter dem Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung. *Von den Ressourcen zum Recycling. Geotechnica-Fachbuch* , pp. 131-138.

Augustin, J. (2002). Einfluss des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse in nordostdeutschen Niedermooren. *Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren* (pp. 38-54). Güstrow: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern.

Augustin, J., & Barthelmes, A. (2007). *Erlenstandorte als Quelle und Senke klimarelevanter Spurengase*. Deutsche Umwelthilfe.

Behrendt et al. (2005). *Alternative Wiedervernässung von Niedermooren als umwelt(un)verträgliche Maßnahme*. Irdning: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft.

Behrendt, A. (1995). *Moorkundliche Untersuchungen an nordostdeutschen Niedermooren unter Berücksichtigung des Torfschwundes, ein Beitrag zur Moorerhaltung*. Berlin.

BGR. (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

Blankenburg, J. (1995). Wasserhaushaltmanagement von Niedermooren und hydrologisches Management. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* , 102-106.

Blankenburg, J., & Höper, H. (2000). Emissionen klimarelevanter Gase aus niedersächsischen Mooren und Möglichkeiten der Reduzierung. *NNA-Berichte* , 110-117.

BMBF. (2003). *Herausforderung Klimawandel*. Berlin, Bonn: Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Böcker, R., & Kohler, A. (1994). *Feuchtgebiete - Gefährdung, Schutz, Renaturierung*. Hohenheim: Günter Heimbach Verlag.

Bohner, A. (2008). Phosphor-Pools und Phosphor-Verfügbarkeit im Grünlandboden als Basis für Phosphor-Düngeempfehlungen. *Umweltökonomisches Symposium*, (pp. 59-66). Irdning.

BUWAL. (2002). *Moore und Moorschutz in der Schweiz*. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft der Schweiz.

Dannowski, R., & Dietrich, O. (2006). Schwarzerlenbestockung in wiedervernässten Flusstalmooren Mecklenburg-Vorpommerns: Wasserverbrauch und hydrologische Standorteignung. *TELMA 36*, 71-94.

DBU. (1998). *Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer*. Osnabrück: Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Dierssen, K. u. (2001). *Moore - Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co. Verlag.

DWD. (2006). Niederschlagssummen 1961-1990 .

Eggelsmann, R. (1978). Oxidativer Torfvderzehr in Niedermoor in Abhängigkeit vom Klima und mögliche Schutzmaßnahmen. *TELMA 8*, 75-81.

Eggelsmann, R. (1989). Wiedervernässung und Regeneration von Niedermoor. *TELMA 19*, 27-41.

Eschner, D., & Liste, H.-H. (1995). Stoffdynamik wieder zu vernässender Niedermoore. *Zeitschrift für Kulturrechnik und Landentwicklung 36*, 113-116.

EU-Richtlinie. (1991). *Richtlinie des Rates vom 21.Mai 1991 über die Behandlung von kommunalen Abwässern*. EU.

Fiedler, H. (2001). *Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten*. Renningen: Expert Verlag.

- Fischetti, M. (2005). Wenn New Orleans versinkt. *Spektrum der Wissenschaft* , 75-82.
- Franzén, L. (1994). Are Wetlands the Key to the Ice-Age Cycle Enigma? *Ambio Vol. 23* , 300-308.
- Friedrich, A. (2009, 06). *Internet Archive: Free Download: Kulturtechnischer Wasserbau: Handbuch für Studierende und Praktiker.*. Retrieved 06 29, 2009, from <http://www.archive.org/details/kulturtechnisch01friegoog>
- Gelbrecht et al. (2008). Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. *Berichte des IGB Heft 26/2008* .
- Gelbrecht et al. (2002). Stoffrückhalt und -freisetzung in grundwassergespeisten Mooren des nordostdeutschen Tieflandes. *Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren* (pp. 55-66). Güstrow: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern.
- Gelbrecht, J. L. (1998). Phosphorus in fens adjacent to surface waters. *Berichte d. Inst. f. Gewässerökologie u. Binnenfischerei* , pp. 94-101.
- Göttlich, K. (1990). *Moor- und Torfkunde*. Stuttgart: Schweizerbart.
- Hellberg, F. (1996). *Floristisch-vegetationskundliche Bewertung von Versuchen zur Grünland-Wiedervernässung in nordwestdeutschen Überflutungspoldern*. Bremen: Naturwiss. Verein Bremen.
- Hirzel, S. (2001). *Moore in Nordwestdeutschland*. Stuttgart: Geographisches Institut.
- Höhne, L. (2000). Auswirkungen der Überstauung einer Niedermoorfläche auf die Wasserbeschaffenheit eines angrenzenden Fließgewässersystems. *DGL Tagungsbericht 1999* , 449-452.
- Höper, H. (2007). Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *TELMA 37* , 85-116.

Howarth, M., & Stewart, J. (1992). The interactions of sulphur with other element cycles in ecosystems. In R. Howarth, J. Stewart, & M. Ivanov, *Sulphur cycling on the continents: wetlands, terrestrial ecosystems and associated water bodies* (pp. 67-84). Chichester: Wiley.

Hutter. (1997). *Sümpfe und Moore - Biotop erkennen, bestimmen, schützen*. Stuttgart-Wien-Bern: Weitbrecht Verlag.

Imhoff, K. (1999). *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. München: R. Oldenbourg Verlag.

Ingram, H. (1978). Soil layers in mires: Funktion and terminology. *Journal of Soil Sciences* , 224-227.

Innenministerium Mecklenburg Vorpommern. (2009, 03). *Das Bundesland Mecklenburg Vorpommern stellt sich vor*. Retrieved 03 2009, from Extensivierungsrichtlinie - Merkblatt: http://www.service.mv.de/cms/DLP_prod/DLP/Foerderfibel/Verbesserung_der_Wettbewerbsfaehigkeit/Hilfen_bei_besonderen_Anforderungen_und_Belastungen/Oekologische_Anforderungen_und_Belastungen/_Foerderungen/Extensivierungsrichtlinie/index.jsp

Joosten, H. (2005, 09). Retrieved 03 2009, from Landschaftsökologie - Lebensraum: Moor: <http://laoek.botanik.uni-greifswald.de/lehre/ss06/Lebensraeume-PDF/Moor%203.pdf>

Joosten, H. (2006). Moorschutz in Europa. *Europäisches Symposium "Moore in der Regionalentwicklung"* (pp. 35-43). Niedersachsen: BUND.

Jursch, H. (1997). Abschätzung der klimarelevanten Emissionen aus biogenen und nicht erfaßten Quellen im Land Brandenburg. *Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg* 26 .

Kalbitz et al. (1997). Renaturierung im Drömling. *HGF-Jahresheft* , pp. 40-42.

Kas, V. (1966). *Mikroorganismen im Boden*. Wittenberg: A.Ziemsens Verlag.

Kieckbusch, J. (2003). *Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung*. Kiel.

Kratz, & Pfadenhauer. (2001). *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Rekultivierung*. Stuttgart: Ulmer.

Kratz, Pfadenhauer [Hrsg.]. (2001). *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Rekultivierung*. Stuttgart: Ulmer.

Kuntze, H. (1993). Moore als Senken und Quellen für C und N. *Mitt.Deutsch.Bodenk.Ges.* , 277-280.

Kuntze, H. (1988). Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung. *TELMA* 18 , 61-72.

Kuntze, H., & Eggelsmann, R. (1981). Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. *TELMA* 11 , 197-212.

Lahmer, W., & Pfützner, B. (2003). *Orts- und Zeitdiskrete Ermittlung der Sickerwassermenge im Land Brandenburg auf der Basis flächendeckender Wasserhaushaltsberechnungen*. Potsdam: PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung).

Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V. (2003, 03). *Naturschutzgroßprojekt Nuthe-Nieplitz-Niederung*. Retrieved 07 2009, from <http://www.foerderverein-nuthe-nieplitz.de/lfv/index-lfv.htm>

Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e.V. (2007). *Entwicklungskonzept Pfefferfließ*. Michendorf: Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e.V.

Lappalainen, E. (1996). General review on world peatland and peat resources. In *Global peat resources* (pp. 53-56). Jyskä: Int. Peat Soc.

Leinweber, P., & Schlichting, A. (2002). Auswirkungen der Wiedervernässung von Niedermooren auf Umsetzung und Mobilisierung von Phosphor-Verbindungen. *Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren* (pp. 67-81). Güstrow: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern.

LUA. (1998). *Landschaftsökologische Untersuchungen an einem wiedervernässten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung*. Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg.

LUA. (2007). *Leitfaden zur Renaturierung von Feuchtgebieten in Brandenburg*. Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg.

Martikainen et al. (1993). Effect of water table on nitrous oxid fluxes from northern peatlands. *Nature* , 51-53.

Meyer, K. (2000). Spurengasemissionen aus Niedermooren bei unterschiedlichem Vernässungsmanagement. *NNA-Berichte* , 118-121.

Meyer, K., & Höper, H. (1998). C-Spurengashaushalt bei vollständigem Überstau eines flachen Niedermoors in Niedersachsen. *Mitt. Deutscher Bodenk. Gesellschaft* 88 , pp. 31-34.

MLUR. (2003). *Landschaftswasserhaushalt in Brandenburg*. Potsdam: Projektgruppe Landschaftswasserhaushalt im Auftrag des Ministers für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung.

Möller & Kade. (2005). *Behandeltes Abwasser als Ressource - Erfahrungen mit der Ableitung weitergehend gereinigten Abwassers aus dem Klärwerk Waßmannsdorf*. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

Müller et al. . (2005). *Effizienz der Wassernutzung durch Pflanzenbestände unter grundwassernahen Bedingungen im Nordostdeutschen Tiefland*. Müncheberg: Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF).

Mueller et al. (2005). Effizienz der Wassernutzung durch Pflanzenbestände unter grundwassernahen Bedingungen im Nordostdeutschen Tiefland. *11. Gumpensteiner Lysimetertagung* (pp. 201-202). Irnding: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft.

Münchmeyer, U. (2001). *Zur N-Umsetzung in degradierten Niedermooböden Nordostdeutschlands unter besondererr Berücksichtigung der N-Mineralisierung und des Austrages gasförmiger N-Verbindungen*. Stuttgart: Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Mundel, G. (1969). *Untersuchungen zur Entstehung des Havelländischen Luches und seiner Veränderung durch Meliorationsmaßnahmen mit besonderer Berücksichtigung der Torfmineralisation*. Berlin: Diss., AdL.

Mundel, G. (1976). Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk.* 20 , pp. 669-679.

Mundel, G. (1986). Verlauf und Umfang der Sackung eines Niedermoors - ermittelt in Grundwasserlysimetern mit Moormonolithen. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk.* 30 , 531-537.

NABU. (2008). *Masterplan 2010 - Aktionsplan zum Stopp des Artenverlustes bis zum Jahr 2010*. Berlin: NABU.

Naucke, W. (1986). Die Untersuchung des Naturstoffes Torf und seiner Inhaltsstoffe. *Chemiker-Zeitung* 92 , 261-280.

Neubert, G. (1992). *Datenmaterial der Landesanstalt für Landwirtschaft Brandenburg*. Teltow: [unveröff.].

Ovenden, L. (1990). Peat Accumulation in Northern Wetlands. *Quartemy Research* 33 , 377-386.

Panoramio. (n.d.). Retrieved 07 2009, from Pfefferfließ:
<http://upload.panoramio.com/photo/9343184>

Pfadenhauer, J., & Heinz, S. (2004). *Renaturierung von niedermoortypischen Lebensräumen - 10Jahre Niedermoormanagement im Donaumoos*. Bonn - Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.

Quast, J., Dietrich, O., & Dannowski, R. (1993). Die Folgen der Entwässerung und Nutzung von Niedermooren für den Landschaftshaushalt. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Sonderheft Niedermoore* , 11-14.

Reddy, K., & D'Angelo, E. (1994). Soil processes regulating water quality in wetlands. In W. Mitsch, *Global Wetlands: Old World and New* (pp. 309-324). Columbus: ELSEVIER.

Renken, A. L. (2008). *Klimaänderung in Brandenburg*. Kiel: Uni Kiel.

Rosenthal, G. (2000). *Zielkonzeption und Erfolgsbewertung von Renaturierungsversuchen in nordwestdeutschen Niedermooren anhand vegetationskundlicher und ökologischer Kriterien*. Stuttgart.

Rusch, H. (1996). Charakterisierung biogener Stickstoff- und Kohlenstoff-Spurengasflüsse in einem Erlenbruch und angrenzenden Ökosystemkompartimenten. *Schriftenreihe Frauenhofer Inst. Atm. Umweltforschung 41* , S.148.

Sauerbrey, R., & Eschner, D. (1991). Ökologiegerechte landwirtschaftliche Niedermoornutzung. *Telma 21* , 205-212.

Sauerbrey, R., & Schmidt, W. (1993). Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Sonderheft Niedermoore* , 5-10.

Schalitz, G., Scholz, A., & Masch, E. (1995). Extensive Beweidung von Niedermooren für die Ziele eines integrierten Naturschutzes. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36* , 117-121.

Scheffer, & Schachtschabel. (2002). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Schmidt, W. (1995). Einfluss der Wiedervernässung auf physikalische Eigenschaften des Moorkörpers der Friedländer Großen Wiese. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* , 107-112.

Schmidt, W. (1981). *Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern*. Göttingen.

Scholz, A. (1991). *Fenland soil degradation. The changing face of fenlands and the implications for their future use*. Cambridge.

School of Natural Resources and Agricultural Sciences . (2005). *Wetlands and Wastewater Treatment in Alaska*. Fairbanks, Alaska: University of Alaska.

Schrautzer, J. (2001). *Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt*. Kiel.

Schroeder, G. (1968). *Landwirtschaftlicher Wasserbau*. Berlin: Springer.

Schultz-Sternberg et al. (2000). Niedermoore in Brandenburg. *TELMA* 30 , 139-172.

Schumann, M., & Joosten, H. (2008). *Global Peatland Restoration*. Greifswald: Institut für Botanik und Landschaftsökologie.

Schwill, S. (2003). *Wirkung von Wiedervernässungen auf degradierten Niedermoorstandorten - eine Literaturstudie*. Greifswald: Institut für dauerhaft umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V.

Stackebrandt, W. (1993). Geologische Aspekte der Erforschung und Nutzung von Niedermooeren. *Naturschutz und Landschaftsplanung in Brandenburg* 13. Sonderheft *Niedermoore* , 15-16.

Succow, M. (1986). *Moore in der Landschaft*. Leipzig: Urania Verlag.

Succow, M., & Joosten, H. (2001). *Landschaftsökologische Moorkunde*. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

UBA. (1998). *Daten zur Umwelt 1998. Luftemissionen*. Berlin: Umweltbundesamt.

United Nations. (1998). *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Kyoto: UN.

Velty et al. (2004). Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermooeres. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* , 59-85.

Velty, S., Behrendt, A., & Zeitz, J. (2004). Stoffliche Untersuchungen von Niedermoorprofilen im Lysimeter bei der Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalem Abwasser. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* , 5-13.

Vogel, T. (2002). *Nutzung und Schutz von Niedermooren: Empirische Untersuchungen und ökonomische Bewertung für Brandenburg und Mecklenburg Vorpommern*. Osnabrück: Der Andere Verlag.

Voigt et al. (2009). *Hydrogeologische-hydrogeochemische Bewertung des Einzugsgebietes des Nuthegrabens - Untersuchungen zum Einstauverhalten in den Gebieten Bruchwald und Genshagener Niederung*. Cottbus: BTU Cottbus.

Voigt et al. (2007). *Hydrogeologisch-hydrogeochemische Bewertung des Einzugsgebietes des Nuthegrabens unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen der Rieselfeldeinstellung des Bewässerungsüberleiters (BÜL)*. Cottbus.

Walentowski et al. (2008). Moore und Klimawandel. *LWF aktuell* , 44-47.

Wichtmann et al. (2009). Standortgerecht Landnutzung auf wiedervernässten Niedermooren - Klimaschutz durch Schilfanbau. *Ökologisches Wirtschaften* , pp. 25-27.

Wichtmann et al. (2000). Verwertung der Biomasse aus der Offenhaltung von Niedermooren. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 1* , 32-36.

Wichtmann, W. (2009). *Standortgerechte Landnutzung auf wie aus wiedervernässten Niedermooren*. Osnabrück: Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Wichtmann, W., & Koppisch, D. (1998). Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Nordostdeutschlands. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 4* , 162-168.

Wilke, B. M. (2009, 01). Retrieved 06 2009, from Schadstoffe in der Landschaft 2: http://www2.tu-berlin.de/fb7/ioeb/fg_abfall/_downloads_lehre/schadstoffe_in_der_landschaft_ii.pdf

Wojahn, E. (1962). *Untersuchungen über die Tiefkultur auf flachgründigem, sandunterlagertem Niedermoor*. Berlin: Diss. B Univ.

Zeit, J. (2002). Bodenphysikalische Veränderungen nach intensiver Nutzung sowie nach Wiedervernässung. *Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren* (pp. 28-37). Güstrow: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern.

Zeit, J. (1997). Zur Geochemie von Mooren. In J. Matschullat, H.-J. Voigt, & H.-J. Tobschall, *Geochemie und Umwelt* (pp. 75-94). Berlin: Springer.