

Abklärungen zu Auswirkungen des Klimawandels auf Moore im Kanton Zürich

Ulrich Graf
Steffen Boch
Ariel Bergamini*

*ariel.bergamini@wsl.ch
044 739 2332

Eidgenössische Forschungsanstalt WSL
Forschungseinheit Biodiversität & Naturschutzbiologie
Gruppe Lebensraumdynamik
Zürcherstrasse 111
8903 Birmensdorf

Version 26.5.2021



1 Einleitung

Feuchtgebiete wie Moore beherbergen zahlreiche spezialisierte Arten, die in der übrigen Landschaft fehlen. Sie sind deshalb ein wichtiger Bestandteil der lokalen und regionalen Artenvielfalt (Küchler et al. 2018, Minayeva & Sirin 2012, Rounsevell et al. 2018). In Europa, wie auch in der Schweiz und im Kanton Zürich, sind seit 1850 über 90 % der Moorfläche aufgrund unterschiedlicher Veränderungen der Landschaft und Lebensräume durch den Menschen verschwunden (Lachat et al. 2010, Gimmi et al. 2011, Rounsevell et al. 2018). Für die noch vorhandenen Moorflächen im Kanton Zürich konnte eine Aussterbeschuld bei den typischen Pflanzenarten der Moore nachgewiesen werden (Jamin et al. 2019, 2020), d.h. die noch vorhandenen Moore sind langfristig zu klein oder zu isoliert, um die gegenwärtig noch vorhandene Artenvielfalt zu erhalten.

Um die Moore mit ihren typischen Arten im Kanton Zürich langfristig zu erhalten, plant die Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürichs Moorergänzungsflächen zu sichern und wiederherzustellen: Bis 2025 sollen Entwicklungsoptionen für 1300 ha Moorergänzungsflächen gesichert sein und auf 150 ha soll eine effektive Wiederherstellung der Moore erfolgen (Baudirektion Kanton Zürich 2015). Auf den Moorergänzungsflächen soll vordringlich das Potential für Moorregenerationen erhalten bleiben. Ziel ist es zudem negative Einflüsse, wie die fortschreitende Degenerierung der noch vorhandenen organischen Böden zu minimieren.

Mit der Wiederherstellung ehemaliger Moorflächen sollen bestehende Gebiete arrondiert und vernetzt werden um so die typische Biodiversität der Moore im Kanton Zürich zu erhalten und wichtige Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen der Moore zu stärken. Als wichtige Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen von Mooren wird oft das Brechen von Hochwasserspitzen genannt, ihre Stützung des Landschaftswasserhaushalts und damit Wasserretention (Schwammwirkung) für angrenzende Landwirtschaftsflächen, ihre ausgleichende Wirkung auf das Umgebungsklima durch Wasserrückhaltung, was wiederum die Erholungsfunktion von Mooren für den Menschen positiv beeinflussen kann. Ebenso können Moore in trockenen Jahren «Notbiomasse» zur Verfügung stellen. Auch der Erhalt von archäologischen Fundstätten in wassergesättigten Böden ist eine wichtige Dienstleistung. Die Erhaltung der CO₂-Senkenfunktion von Moorböden, bzw. die verminderte CO₂ Freisetzung, die durch Wiedervernässung gewährleistet werden kann, trägt schliesslich dazu bei, dass sich der CO₂-Gehalt der Luft nicht weiter erhöht.

Unklar ist jedoch, ob Moore unter einem Klima mit wärmeren und tendenziell trockeneren Sommern bei mehr oder weniger gleichbleibenden Jahresniederschlägen, wie es für den Kanton Zürich erwartet wird (Stamm 2019), in Zukunft überhaupt noch eine Chance haben oder ob sich der Druck auf den Lebensraum Moor und die typischen Moorarten in unseren Breiten so zunehmen wird, dass es zu weiteren Verlusten der Moorfläche und dem Aussterben von Arten kommen könnte (Buse et al. 2015, Klotz & Settele 2017, Rounsevell et al. 2018). Diesem Thema sind wir anhand einer gründlichen Literaturrecherche zu Mooren und Klimawandel nachgegangen, ergänzt durch die prognostizierten Niederschläge und Temperaturen an den heutigen Moorstandorten und den Moorergänzungsflächen im Kanton Zürich.

2 Ausgangslage: das Klima im Kanton Zürich

Die Juni-Temperaturen der Jahre 1961–1990 betragen in den wärmsten Gebieten (Weinland, Oberland, Unterland, Limmattal, Rafzerfeld) 15–18°C, in den übrigen Gebieten um 12–15°C. Die Juli- und Augusttemperaturen betragen für denselben Zeitraum einheitlich 15–18 °C (An-

gaben aus den Normkarten von meteoschweiz.admin.ch). Für den Kanton Zürich werden (verglichen mit den Werten von 1961–1990) in den nächsten 50 Jahren Anstiege der Sommertemperaturen von ungefähr 3°C prognostiziert, besonders akzentuiert im Oberland und im unteren Tösstal, im Thurtal und im Rafzerfeld, etwas geringer an der Albiskette, im Tössbergland und am Pfannenstiel (Abb. 1, Stamm 2019).

Die Jahresniederschläge im Kanton Zürich betragen für die Jahre 1961–1990 an den trockensten Orten im Rafzerfeld, im Unterland und im Weinland ca. 900–1100 mm, im Oberland über weite Strecken 1100–1300 mm, im Tösstal 1500–1700 mm und im Tössstockgebiet bis 2000 mm (Angaben aus den Normkarten von meteoschweiz.admin.ch). Davon fiel etwa ein Drittel in den Sommermonaten Juni-August: 450–600 mm in den südlichen Regionen (Knonaueramt, Albis, Oberland, Tösstal), 375–450 mm in den mittleren Gebieten (Reppischtal, Zürich bis Winterthur), 300–375 mm im übrigen Kantonsgebiet. Die Zahl der Niederschlagstage folgt diesem Muster: In den südlichen Regionen (Knonaueramt, Albis, Oberland, Tösstal) wies der Kanton ca. 150–154 Tage mit Niederschlägen auf, in den übrigen Gebieten 130–140 Tagen. Die maximalen Trockenperioden betragen im Durchschnitt 18–20 Tage für die südlichsten Teile (Knonaueramt, Albis) und 20–22 Tage für das übrige Kantonsgebiet.

Die zukünftige Entwicklung des Klimas lässt unterschiedlich starke Rückgänge der Sommerniederschläge bis ins Jahr 2070 erwarten (Stamm 2019). Die geringsten Rückgänge mit maximal 5 % werden am Irchel, am Stadlerberg, in der Stadt Zürich, im Reppischtal und im Bezirk Hinwil prognostiziert. Über weite Gebiete wird ein Rückgang um ca. 7 % erwartet; stärker betroffen dürften das nördliche Weinland, das Unterland, die Region Winterthur, das Knonauer Amt mit etwa 10 % sein. Die stärksten Rückgänge mit rund 12 % werden im Reusstal, am Uetliberg, in der Flughafenregion, im unteren Tösstal und im Flaachertal erwartet (Abb. 1, Stamm 2019).

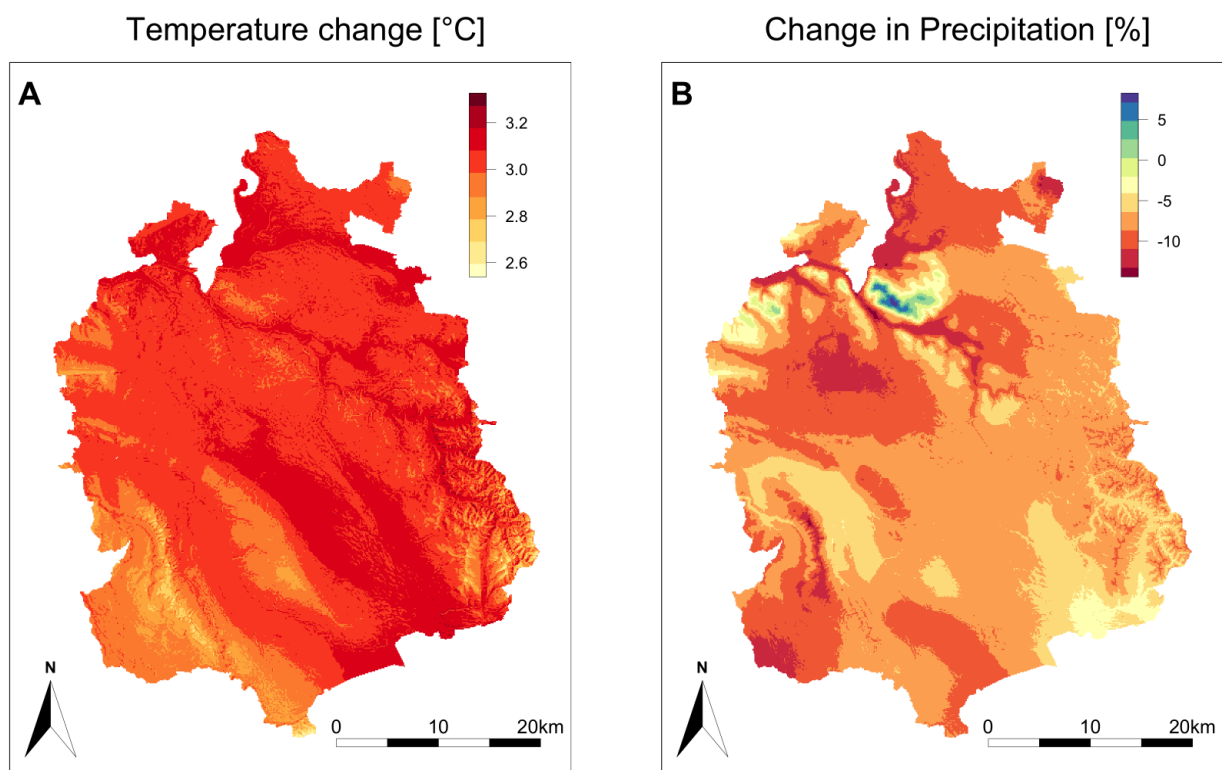


Abb. 1. Prognostizierte Temperaturveränderungen (A) und Niederschlagsveränderungen (B) im Kanton Zürich für die Monate Juni bis August im Jahr 2070 im Vergleich mit den Durchschnittswerten von 1961–1990 (Abbildungen aus Stamm 2019).

Der Kanton Zürich reagierte auf die erwähnten Klima-Szenarien mit Massnahmenplänen zur Verminderung der Treibhausgasemissionen (Hutter et al. 2018) und zur Anpassung an das sich verändernde Klima (Holthausen et al. 2018). Unter anderem werden folgende Massnahmen vorgeschlagen:

- Zum Erhalt von Feuchtlebensräumen und den auf sie angewiesenen Arten sollen Flächen gesichert werden, die das Potential zur Moorerweiterung haben. Ein Teil der ehemaligen, heute drainierten Moorflächen soll renaturiert und in ihren ursprünglichen Zustand rückgeführt werden (Holthausen et al. 2018).
- Der Wasserbedarf von flussufernen Feuchtlebensräumen aus Grund- und Oberflächengewässern soll beurteilt werden und moorhydrologische Pufferzonen zum Schutz von Mooren ausgeschieden werden (Holthausen et al. 2018, Hutter et al. 2018).

3 Ergebnisse der Literaturstudie

Im Folgenden erläutern wir Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen die intakte Moore erbringen. Danach fokussieren wir auf die Entwicklung von Mooren unter zukünftig potentiell zu erwartenden Klimabedingungen.

3.1 Moore und ihre Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen

3.1.1 Hydrologie

Moore sind auf Feuchtigkeit angewiesene Lebensräume und können sehr viel Wasser speichern (Kimmel & Mander 2010), insbesondere wenn eine dicke Torfschicht vorhanden ist. So enthält frisch gestochener Heidetorf mindestens 37 % Wasser, Hochmoortorf kann bis mehr als 90 % Wasser enthalten (Tacke 1930). Die Grundwasserstände in den Mooren sind massgebend für die vorhandene Vegetation. Umgekehrt ist es möglich, aus der Vegetation recht gut auf die Wasserstände zu schliessen (Tab. 1, Liu et al. 2020).

Unzutreffend sind Darstellungen der Hochmoorhydrologie, die das System als «Schwamm» beschreiben, welcher Niederschläge aufnimmt und dadurch den Abfluss reguliert und Überschwemmungen reduziert (Bragg 2002, Rydin & Jeglum 2013). Tatsächlich ist diese Fähigkeit beschränkt, da (undrainierte) Torfböden meist ohnehin wassergesättigt sind (Bragg 2002) und das nicht-wassergesättigte Acrotelm eine geringe Wasserrückhaltekapazität hat (Price et al. 2016). Bei Starkniederschlägen tritt oberflächlicher Wasserabfluss deshalb meist schnell ein. Allerdings hängt der Abfluss auch vom hydrologischen Zustand ab. Geht eine Trockenperiode einem Starkniederschlagsereignis voraus, so können Moore unter Umständen Abflussspitzen dämpfen (Bragg 2002, Rydin & Jeglum 2013, Acreman & Holden 2013, Price et al. 2016). Allerdings können häufige starke Schwankungen des Grundwasserspiegels langfristig die organische Matrix durch Abbauprozesse der organischen Substanz so verändern, dass die Wasseraufnahme- und die Wasserspeicherkapazität vermindert wird (Bragg 2002, Rydin & Jeglum 2013). Moore in Muldenlage (bei uns meist Flachmoore) können bei Starkniederschlägen als Retentionsbecken dienen, die kurzfristig überschwemmt werden und das Wasser langsamer wieder in die Bäche abgeben. Auch Oberflächenstrukturen («Rauigkeit») können den Abfluss stark beeinflussen und zum Brechen von Hochwasserspitzen beitragen (Price et al. 2016). Zusätzlich können Hochmoore, Durchströmungsmoore und gewisse Flachmoorsysteme durch

«Moor-Atmung» (Schwellen und Schrumpfen des Torfkörpers) eine gewisse Menge Wasser zusätzlich aufnehmen, auch wenn der Pegel konstant bleibt (Ingram 1983, Rydin & Jeglum 2013). Insgesamt gibt es nur wenige Studien, die Effekte von Mooren auf Hochwasserspitzen tatsächlich untersuchten. Generelle Aussagen sind deshalb kaum möglich (Acreman & Holden 2013, Price et al 2016), doch kann davon ausgegangen werden, dass intakte Moore Hochwasserspitzen bis zu einem gewissen Grad brechen können, insbesondere wenn der Wasserpegel in den Mooren tief ist. In drainierten Mooren hingegen kann der Abfluss bei Starkniederschlägen unter Umständen sehr schnell einsetzen ("flashy runoff"; Holden et al. 2006). Allerdings kann auch diese Aussage nicht generalisiert werden, da es auch Gegenbeispiele gibt (Price et al. 2016).

Tab. 1. Vegetationstypen der Flachmoore mit ihren typischen Wasserständen; dargestellt an Jahresmittelwerten von Wasserständen, Anzahl Messjahren (n), Standardabweichung, Maximum und Minimum (aus Liu et al. 2020)

Vegetation type (Scientific name)	Years of measurement (n)	Annual mean water level (cm below surface)	Standard deviation	Max	Min	References
1 Vegetation of open water	-	0	-	0	0	-
2 Reed communities (Typho-Phragmitetum)						
with <i>Typha</i>	13	11	10	-15	20	Geurts & Fritz 2018
with <i>Glyceria</i>		5		-20	40	
with <i>Phragmites</i>	3	12	10	0	20	Geurts & Fritz 2018
3 Tall sedges (Caricetum gracilis)						
with <i>Carex gracilis</i>	1	5	-	-20	10	Tüxen 1954, Balátova-Tuláčková 1968, Wiedenroth 1971
with <i>Carex aquatilis</i>	1	5	-	-20	10	Grootjans & Ten Klooster 1980
with <i>Carex acutiformis</i>	1	20	-	0	45	
with <i>Phalaris</i>	1	30	-	10	70	Everts & de Vries 1991
4 Small sedges (Caricetum nigrae)						
typicum	15	6	8	-7	20	de Haan 1992
with <i>Carex lasiocarpa</i>	4	13	4	8	18	de Haan 1992, Dierssen & Dierssen 1985
with <i>Carex aquatilis</i>	1	9	-	0	18	Grootjans & Van Tooren 1984
with <i>Carex rostrata</i>	1	9	-	0	18	de Haan 1992, Zarzycki 1958
5 Acid small sedges	1	7	-	0	30	Grootjans & Ten Klooster 1980
6 Wet meadows (Calthion palustris)	1	19	-	0	42	Tüxen 1954, Balátova-Tuláčková 1968, Grootjans & Ten Klooster 1980
7 Poor wet meadows (Cirsio-Molinietum)	13	26	7	14	36	de Haan 1992
8 Drained wet meadows	1	0	-	-20	70	Grootjans <i>et al.</i> 1985
9 Flooded fertilised meadows	1	40	-	20	80	Everts & de Vries 1991
10 Unmanaged meadows	1	15	-	0	45	Everts & de Vries 1991

3.1.2 Artenvielfalt

Moore beherbergen zahlreiche, an oligotrophe, wassergesättigte Verhältnisse angepasste Gefäßpflanzen und Moose, die in anderen Ökosystemen kaum vorkommen, so diverse Torfmoos-Arten (*Sphagnum* spp.), die vor allem in Hochmooren wachsen, weitere Moose wie die an nassen Stellen in Flachmooren vorkommenden Braunmoose und zahlreiche fleischfressende Pflanzenarten (DuRietz 1954, Delarze et al. 2015, Kimmel & Mander 2010, Küchler et al. 2018, Minayeva & Sirin 2012). Für den Kanton Zürich gilt, dass mehr als ein Viertel aller in

Feuchtgebieten gefundenen Gefässpflanzenarten als Spezialisten gelten und dass aufgrund der Kleinheit und der Isolation dieser Gebiete ein Teil dieser Arten aussterben dürfte, wenn keine Gegenmassnahmen, wie Vernetzungen, ergriffen werden («Aussterbeschuld»; Jamin et al. 2020). Für zahlreiche Vogelarten stellen Moore ein wichtiges Bruthabitat dar und fast alle Amphibienarten der Schweiz kommen in Mooren vor (Grosvernier 2007). Die Moore beherbergen auch zahlreiche Spezialisten ganz anderer Lebensformen, wie die Testate-Amöben, die von sehr kleinräumigen Standortsunterschieden abhängen und so zur Rekonstruktion des vergangenen Klimas herangezogen werden können (Swindles et al. 2019). Rydin & Jeglum (2013) geben einen umfassenden Überblick über verschiedenste weitere Taxa in Mooren (Arthropoden, Bakterien, Pilze, Flechten, Protozoen, Algen etc.), die teilweise mit vielen Arten vertreten sein können. Allerdings sind gerade die für viele Ökosystemfunktionen wichtigen Bakterien, Pilze und Protozoen noch wenig erforscht.

3.1.3 Temperaturregulation

Moore regulieren das Lokalklima durch Evapotranspiration und die damit verbundene Änderung der Wärme- und Feuchtigkeitsbedingungen (Kimmel & Mander 2010). Unter wärmeren oder trockeneren Klimabedingungen ist der Effekt stärker als in kühleren und feuchteren (Parrish et al. 2008). Infolgedessen ist das Klima mit ausgedehnten Mooren kühler und feuchter (Edom 2001, Solantje 1999 in Trepel 2008).

3.1.4 Archiv historischer und prähistorischer Ereignisse

Moore sind einzigartige Archive, die aufgrund der Sauerstoffarmut in den wassergesättigten Torfschichten organische Reste über Jahrtausende aufbewahren können. Die Analysen von Makropflanzenresten und Pollen liefern damit Erkenntnisse über die Klimageschichte seit dem Ende der letzten Eiszeit (Marcisz et al. 2020, Roulet et al. 2007, Swindles et al. 2019, Yu 2010) und über die Vegetationsgeschichte bis zurück ins Mesolithikum (Godwin 1940) oder ins Mittelpaläolithikum (Woillard 1978). Es ist u.U. sogar möglich mittels Pollen aus Mooren die Existenz heutiger Pflanzenarten genetisch zurückzuverfolgen, wie Suyama et al. (1996) am Beispiel von *Abies*-Pollen aus dem Pleistozän nachwies. Darüber hinaus liefern Moore auch Erkenntnisse zur Besiedlungszeit einer Region (Mitchell et al. 2011) oder zur menschlichen Geschichte, wie z.B. durch im Moor konservierte historische Gegenstände wie Boote, Werkzeuge, Netze, Waffen, etc. aus der Bronze- und der Eisenzeit oder zahlreiche vollständig erhaltene Moorleichen aus der römischen und vorrömischen Zeit, im Einzelfall zurück bis ins Jahr 8000 v.Chr. (van der Sanden 1996).

Da in den Torfschichten auch Reste der Torfmoose gut erhalten bleiben, lässt sich die Torfmoosvegetation von Mooren über Jahrhunderte zurückverfolgen und mit vergangenen Klimaschwankungen in Beziehung setzen (z.B. Marcisz et al. 2020). Solche Studien sind enorm wichtig, um Effekte prognostizierter klimatischer Veränderungen abschätzen zu können.

3.1.5 Moore als Kohlenstoffspeicher

Moore sind mit nur 3 % der Landfläche der grösste Kohlenstoffspeicher der Welt (Joosten et al. 2016, Frohling et al. 2011, Kimmel & Mander 2010, Rounsevell et al. 2018), wobei die nördlichen Moore daran einen grossen Anteil haben (Rydin & Jeglum 2013). Die Schätzungen des Kohlenstoffvorrates der nördlichen Moore gehen allerdings weit auseinander. Rydin & Jeglum (2013) schätzten diesen Kohlenstoffspeicher auf etwa 310 Gigatonnen (Gt) Kohlenstoff, während Yu et al. (2010) die Menge auf 473–621 Gt Kohlenstoff schätzten. Neueste Schätzungen

gehen gar von 1055 Gt Kohlenstoff aus (Nichols & Peteet 2019), was mehr ist, als die gesamte Kohlenstoffmenge von 829 Gt in der Atmosphäre (IPPC 2013). Die gegenwärtige Einlagerung von Kohlenstoff in den etwas mehr als 3–4 Millionen km² ungestörter Torfböden der Welt beträgt etwa 0,1 Gt pro Jahr (Joosten & Couwenberg 2008, Frohling et al. 2011). Da seit der Industrialisierung 0,6 Millionen km² nicht-tropischer Moore vernichtet und ein grosser Teil der verbleibenden Moore drainiert wurden, entspricht das noch etwa der Hälfte der vorindustriellen Zeit (Tab. 2, Frohling et al. 2011). Rogiers et al. (2008) untersuchten den CO₂-Ausstoss subalpiner Hochmoore in der Schweiz. Sie schätzten für die vergangenen 120 Jahre einen Gesamtverlust von 18–33 t/ha. Aktuell wird für die Schweiz angenommen, dass die drainierten Hochmoore pro Jahr ca. 19'000 Tonnen CO₂ ausstossen (Gubler 2017). Alle organischen Böden zusammen (die in der Bodenkunde immer noch als Moore gelten), emittieren in der Schweiz zwischen 509'785 und 1'052'218 t CO₂ pro Jahr bzw. zwischen 16,9 und 34,9 t CO₂ pro Hektare (Wüst-Galley et al. 2020). Es wird geschätzt, dass unter der gegenwärtigen Nutzung der im Moment noch vorhandene Kohlenstoffvorrat in organischen Böden der Schweiz in ca. 115 bis 230 Jahren vollständig emittiert sein wird (Wüst-Galley et al. 2020).

Tab. 2. Gegenwärtige weltweite jährliche Emissionsschätzungen für ungestörte und gestörte Moore (engl. peatlands), ausgenommen natürliche Störungen. Der vorindustrielle Wert nimmt zusätzlich zur heute noch bestehenden Moorfläche 60 Mha nicht-tropische Moore an, welche drainiert wurden und in den vergangenen Jahrhunderten verloren gingen. Die Unsicherheit bei den Werten ist gross wegen der Verschiedenheit der Moortypen und ungenauer Flächenschätzungen (aus Frohling et al. 2011).

Peatland category	Area (Mha)	Emissions		
		Pg CO ₂ -C y ⁻¹	Pg CH ₄ y ⁻¹	Pg N ₂ O-N y ⁻¹
Preindustrial	–	–	–	–
Non-tropical	400	-0.2	0.04	0.00002
Tropical	60	-0.03	0.001	0.000003
<i>Total preindustrial</i>	460	-0.2	0.04	0.00002
Contemporary undisturbed				
Non-tropical	300	-0.1	0.03	0.00002
Tropical	40	-0.02	0.0008	0.000002
<i>Total undisturbed</i>	340	-0.1	0.03	0.00002
Contemporary disturbed				
Non-tropical crop	30	0.2	0.00006	0.0002
Non-tropical non-crop	10	-0.02	0.00007	0.00003
Tropical	20	0.1	0.0001	0.0002
<i>Total disturbed</i>	60	0.2	0.0002	0.0004
Contemporary total	400	0.1	0.03	0.0004

Einfluss der Nutzung

Neben dem Torfabbau ist die landwirtschaftliche Nutzung der produktiven Torfböden in Mooregebieten die Haupt-Ökosystemdienstleistung für den Menschen (Kimmel & Mander 2010). Beides erfordert jedoch eine vorhergehende Entwässerung durch Drainagen. Die Nutzung von Torfböden hat einen erheblichen Einfluss auf die Menge an Treibhausgasen, die diese emittieren (Rousevell et al. 2018). Drei verschiedene Gase stehen im Vordergrund: CO₂, CH₄ und N₂O. Durch die mit der Drainierung verbundene Belüftung kommt es vermehrt zu aerobem Abbau organischer Substanz: Es werden CO₂ und N₂O freigesetzt (Myhre et al. 2013).

Düngung drainierter Torfböden kann zusätzlich die N₂O-Emissionen erhöhen (Maljanen et al. 2010). Frohking et al. (2011) schätzen, dass die N₂O-Emissionen drainierter Torfböden 10-mal höher sind als jene in ungestörten Mooren. Gegenwärtig seien das etwa 3 % des weltweiten Ausstosses. Dafür sinken die CH₄-Emissionen durch die Drainage auf etwa 10 % im Vergleich mit ungestörten Mooren (Frohking et al. 2011). Nicht-tropische Torfböden mit Ackerbau scheiden etwa 12,5-mal so viel CO₂ aus, wie ungestörte aufnehmen können (Frohking et al. 2011, Tab. 2). Selbst unter Wiesen- und Weidenutzung werden drainierte Moore oft zu CO₂-Emittenten. So führt beispielsweise die Überweidung von Mooren zu Torfabbau, massiven CO₂-Emissionen und einem Verlust der Speicher- und Rückhaltekapazität für Kohlenstoff und Wasser (Rounsevell et al. 2018). Hiraishi et al. (2014) schätzen den Ausstoss von Hoch- und Flachmooren der gemässigten Zone unter Grünlandnutzung auf etwa 18,5 t CO₂ pro ha und Jahr, während nach Drösler & Kraut (2020) Ackerland auf Torfböden ca. 35 t CO₂-Äquivalente pro ha und Jahr ausstösst und intensiv genutztes Grünland auf (trockenen) Torfböden immerhin noch ungefähr 30 t. Unter der gegenwärtigen Nutzung werden also beträchtliche Mengen CO₂ aus organischen Böden emittiert (Wüst-Galley et al. 2020). Zusätzlich entweichen grössere Mengen CH₄ und organischer Kohlenstoff aus Drainagegräben (Joosten et al. 2016), wobei in Europa die drainierten Moore im globalen Massstab vernachlässigbare Methanquellen sind, jedoch wichtige CO₂-Quellen (Couwenberg et al. 2011).

Einfluss von Wiedervernässungen

Der Wasserspiegel bestimmt weitgehend die Treibhausgasbilanz eines Moores. Dabei stehen die Emissionen von CO₂ und CH₄ meist einander entgegen. Bei höheren Wasserständen ist die CO₂-Emission geringer als bei tiefen, dafür die Methan-Emission höher. Wiedervernässte nährstoffreiche Torfböden können gegenüber undrainierten stark erhöhte CH₄-Emissionen aufweisen, wenn die Streu ihrer Vegetation sich nach dem Absterben leicht zersetzt und anschliessend die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit die Methanbildung antreibt (Augustin & Chojnicki 2008, Glatzel et al. 2011). Allerdings nehmen die Methanemissionen mit zunehmender Tiefe des Grundwassers logarithmisch ab, sodass bereits ab ca. 15 cm Tiefe die Emissionen nur noch ein Hundertstel der Emissionen bei 0 cm Tiefe betragen (Abb. 2; Laine & Vasander 1996 zit. in Rydin & Jeglum 2013). Die Treibhausgaswirkung von Methan ist zwar 28-mal höher als jene von CO₂, dafür verbleibt Methan aber nur relativ kurze Zeit (ca. 10 Jahre) in der Atmosphäre. Die Methanlast der Atmosphäre hängt somit vom stetigen Nachschub ab (Frohking 2011).

Mit dem Wasserstand interagieren eine Reihe von Faktoren und können die Bilanz der Klimagase wesentlich beeinflussen: So können Aerenchym-Pflanzen (z.B. *Phragmites communis*, *Eriophorum* spp., *Carex lasiocarpa*) die CH₄-Ausgasung wesentlich erhöhen, vor allem wenn der Grundwasserstand schon relativ hoch ist (> -20 cm; Couwenberg & Fritz 2012). Das Methan kann im Aerenchym dieser Arten hochsteigen, ohne von den methanotrophen Bakterien im Torf aufgenommen zu werden, die es sonst zumindest teilweise abbauen würden (Raghoebarsing et al. 2005, Rydin et al. 2013). Der Abbau des Torfs wird von der botanischen Zusammensetzung bestimmt (Sphagnen, Seggen, Holz etc.). Im Allgemeinen zersetzt sich Seggentorf leichter als *Sphagnum*-Torf wobei es selbst zwischen den *Sphagnum*-Arten Unterschiede gibt (Rydin & Jeglum 2013).

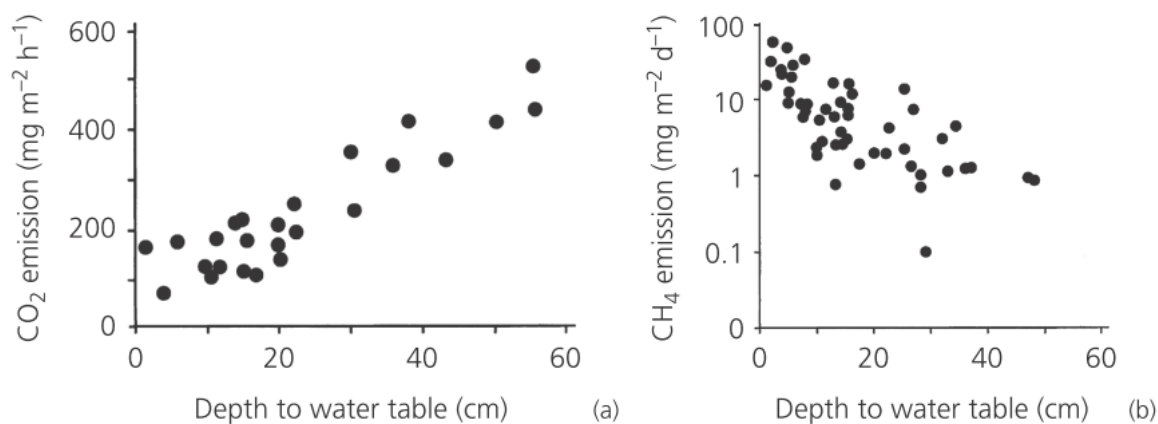


Abb. 2. Je grösser der Abstand zwischen Torfoberfläche und Grundwasserstand ist, desto höher sind die CO₂-Emissionen (links) und umso niedriger sind diejenigen von CH₄ (rechts), da eine dickere belüftete Schicht zu erhöhter aerober Atmung und damit höheren Oxidationsraten von CH₄ zu CO₂ führen. Zu beachten ist die logarithmische Skala in der rechten Abbildung (aus Rydin & Jeglum 2013).

Wiedervernässungen können die Treibhausgasemissionen effektiv reduzieren (Paul 2013). So konnte an der Drentsche Aa in den Niederlanden die Treibhausgasemission kalkreicher Flachmoore durch Wiedervernässungen um rund 20 % reduziert werden (CO₂-Äquivalente). Die Reduktion des CO₂-Ausstosses überwog die Wirkung des Anstiegs an Methan-Ausstoss (Liu et al. 2020). Bei Wiedervernässungen ist es optimal, wenn der Wasserspiegel nach der Vernässung nahe an der Oberfläche ist (ca. -10 cm; Couwenberg et al. 2011). Trotz erhöhter CH₄-Emissionen, emittieren wiedervernässte Torfböden per Saldo weniger Treibhausgase (CO₂-Äquivalente) als drainierte, sodass bei Wiedervernässung ein substantieller Vorteil für das Klima resultiert (Joosten et al. 2016, Kimmel & Mander 2010, Paul 2013). Dies wird auch in aktuellen CO₂-Kompensationsansätzen berücksichtigt (www.myclimate.org).

3.1.6 Moore als Orte der Erholung und Bildung

Moore sind seit jeher mystische, aber auch unheimliche Orte für den Menschen. Neben den eindrucksvollen Moorlandschaften mit ihren seltenen und spezialisierten Arten und der oft ästhetischen Stimmung mit Tümpeln, Nebelschwaden und knorrig gewachsenen oder abgestorbenen Bäumen, tragen zahlreiche schaurige Legenden zur Anziehungskraft der Moore auf den Menschen bei. Moore sind deshalb Ausflugsziel und werden als Naherholungsgebiete und für touristische Zwecke genutzt. Sie können so zur regionalen Wertschöpfung beitragen. Als Modellökosystem für die Auswirkungen von Ausbeutung von Rohstoffen auf Ökosystemfunktionen und Zusammenhänge von Nutzung, Treibhausgasen und Klimawandel, sowie die spezielle Biodiversität liefern Moore zudem zahlreiche kulturelle Ökosystemdienstleistungen für die Bereiche Bildung und Forschung (Kimmel & Mander 2010).

Fazit: Moore erbringen eine Reihe von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen. Zu nennen wäre insbesondere ihre CO₂-Speicherfunktion, aber auch ihre Wirkung auf das Mesoklima, ihre Funktion als Archive und für Erholung und Bildung. Auch für die Biodiversität sind sie äusserst wichtig, beherbergen sie doch viele spezialisierte Arten, die nur in Mooren vorkommen können.

Ihre Funktion als Lebensraum für diese spezialisierten Arten hängt davon ab, wie gut es gelingt, die Rahmenbedingungen bezüglich Hydrologie und Nährstoffversorgung zu erhalten. Durch Wiedervernässungen drainierter Moore können ihre Funktionen und Dienstleistungen wiederhergestellt werden.

3.2 Moore unter verschiedenen Klimabedingungen

3.2.1 Abhängigkeit der Moortypen von Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen

Niederschlag und Jahrestemperatur sind die wichtigsten klimatischen Faktoren für das Vorkommen verschiedener Moortypen. Charman et al. (2013) untersuchten die letzten 1000 Jahre Moorgeschichte in der borealen Zone und stellten fest, dass Flachmoore bei einem ungefähren Gleichgewicht zwischen Niederschlag und Evapotranspiration oder einem leichten Niederschlagsüberschuss (Faktor 0,5–1,7) existierten, Hochmoore bei einem leichten bis starken Niederschlagsüberschuss (Faktor 1–3). Vitt (2006) bezog zusätzlich noch die durchschnittliche Jahrestemperatur ein und stellte die wichtigsten Moortypen der borealen Region unter Berücksichtigung des mittleren Jahresniederschlags und der mittleren Jahrestemperatur dar (Abb. 3). Die Abbildung zeigt deutlich, dass Moore unter sehr verschiedenen Niederschlag-Temperatur-Kombinationen vorkommen können und dabei sind nur die Klimaverhältnisse in der borealen Region berücksichtigt. Gemäss dieser Darstellung dürften bei Jahresniederschlägen von um die 1000 mm oder mehr und Jahrestemperaturen von etwa 9°C die meisten Moore im Kanton Zürich im Bereich der «subcontinental bogs» liegen.

Ein Blick auf die Verbreitung von Hochmooren in Europa verdeutlicht jedoch, dass intakte und funktionierende Hochmoorlandschaften auch unter natürlicherweise deutlich härteren Bedingungen, also viel geringeren Jahresniederschlagsmengen und vergleichbaren oder sogar höheren Jahresmittel- und Sommertemperaturen wie in der Region Zürich vorkommen können: Hochmoore finden sich praktisch in ganz Europa unter unterschiedlichsten klimatischen Bedingungen, von den Bergregionen des Mittelmeerraumes, unter atlantischen Bedingungen mit ähnlich hohen Niederschlagsmengen wie in der Schweiz, bis hin zu (sub)kontinentalen Klimabedingungen des Baltikums mit eher trockenen Sommermonaten und mittleren Jahresniederschlagsmengen unter 600 mm (Joosten et al. 2017, Rounsevell et al. 2018). Auch der Nordosten Deutschlands, mit durchschnittlichen Jahrestemperaturen von etwa 8,5°C und Niederschlagsmengen unter 600 mm ist die trockenste, aber gleichzeitig auch moorreichste Region Deutschlands (Goral & Müller 2010, Luthardt et al. 2010). Diese Anpassung von Moorökosystemen an unterschiedlichste Klimabedingungen legt die Existenz der Moore im Kanton Zürich, auch unter den prognostizierten zukünftigen Klimaverhältnissen nahe.

Die Widerstandsfähigkeit natürlicher Torfgebiete gegenüber dem Klimawandel beruht auf ihrer Selbstregulierung, aber diese Kapazität ist nicht unbegrenzt (Minayeva & Sirin 2012). Das Torfarchiv der letzten 8000 Jahre bestätigt diese Anpassungsfähigkeit und zeigt eine bemerkenswert konstante Torfakkumulation in Moorökosystemen, selbst unter grösseren Klimaänderungen. Weber (1902 in Lindsay 2010) sah im Muster von Teichen, Rippen und Bulten einen reaktiven Mechanismus, welcher eine Resilienz des Moorsystems gegenüber ändernden Klimabedingungen erzeugt. Lindsay (2010) bestätigte, dass trockenere Bedingungen zu einer Veränderung der Vegetation mit mehr Bulten und an trockenere Bedingungen angepassten Arten führen können, dadurch aber gleichzeitig der Wasserspiegel im Torf konstant gehalten wird. Steigen Temperatur und sinken Niederschläge allerdings zu stark wird ein Verlust der charakteristischen Eigenschaften von *Sphagnum*-dominierten Moore erwartet (Abb. 4, Lindsay 2010). Genau dies befürchtet Lindsay (2010) für die britischen Deckenmoore bis ins Jahr

2080, falls die Temperaturen in Schottland bis 4°C steigen, die Sommerniederschläge 10 % abnehmen und die Winterniederschläge nicht mehr als 10 % zunehmen (Lindsay 2010).

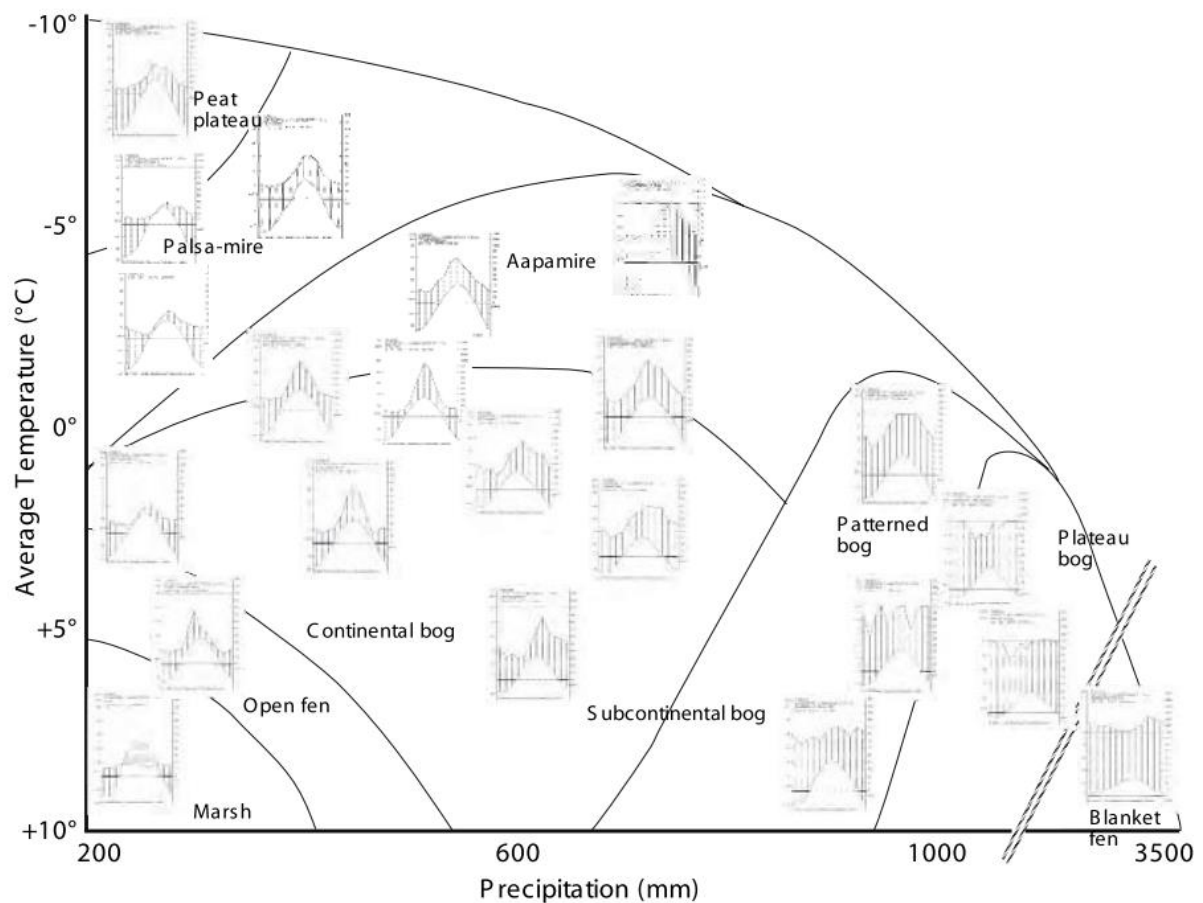


Abb. 3. Beziehungen zwischen Klima (Niederschlag und Temperatur) und den Hauptmoortypen in Nordamerika (aus Vitt 2006). Es zeigt sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen Moortypen und Klimavariablen. Die meisten Moore im Kanton Zürich dürften im Bereich der «subcontinental bogs» liegen.

Auf dem Europäischen Kontinent sanken die durchschnittlichen Wasserspiegel der Moore in der Periode von 1300 bis 1500 und wieder seit dem Jahr 1750, wie Studien von Testate-Amöben im Torf ergaben (Abb. 5, Swindles et al. 2019). Trockener geworden sind Moore, die insbesondere in Gebieten liegen, wo die Sommertemperaturen (Juni-August) von 1850–1899 bis 1950–1999 um mehr als 1° C anstiegen. Die bereits durch die Klimaveränderung verursachte Austrocknung europäischer Moore wurde wahrscheinlich durch menschlichen Einfluss (Aufforstungen, Torfgewinnung Drainagen, Abbrennen etc.) noch verschärft (Parish et al. 2008, Swindles et al. 2019). Luthardt et al. (2010) bestätigen diese Zusammenhänge. Trotz gesteigerter Temperaturen und Verschiebungen der Niederschlagsmengen hin zu trockeneren Sommermonaten in den vergangenen Jahrzehnten, war kein negativer Trend des Zustands von Waldmooren mit ungestörten Grundwasserleitern zu beobachten. Selbst in subkontinental geprägten Regionen wie der Uckermark (NO-Deutschland) mit einer durchschnittlichen Niederschlagsmenge von 500 mm (Dengler et al. 2004), ist im gegenwärtigen Klima unter ungestörten Bedingungen Moorwachstum möglich (Luthardt et al. 2010).

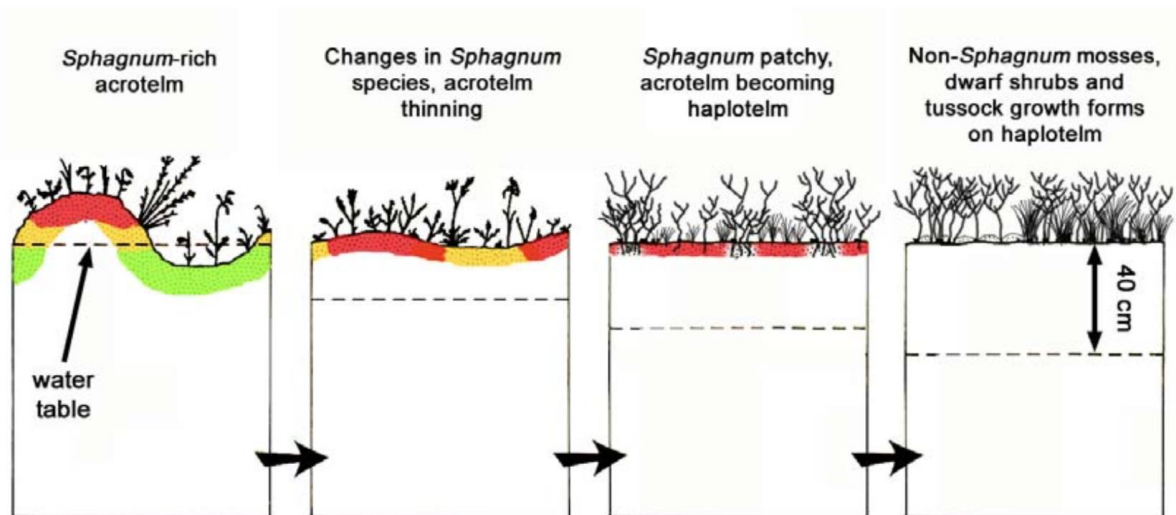


Abb. 4. Verschiedene Veränderungsstufen bei zunehmender Klima-Erwärmung in Deckenmooren. Die Wirkung stetig steigender Temperaturen und sinkender Wasserspiegel auf die Mikrotopographie und Vegetation eines Deckenmoores wird wahrscheinlich eher als graduelle Veränderung erscheinen als in Stufen, aber die hier gezeigten 4 Stufen veranschaulichen die Schlüssel-Elemente der Veränderung. Durch den Wegfall der nassen Schlenken mit ihren typischen *Sphagnum*-Arten wird zunächst die Mikrotopographie vereinfacht. Die Mooroberfläche wird durch *Sphagnum*-Arten der Bulten dominiert, welche als kräftige Torfbildner wirken, während Gefässpflanzen langsam zahlreicher werden. Wenn die Temperaturen weiter ansteigen und der Wasserspiegel weiter fällt, wird der *Sphagnum*-Teppich auf eine immer dünner und lückiger werdende Schicht, die z.B. aus der Bultart *Sphagnum capillifolium* besteht, reduziert. Die Zwergsträucher werden dominanter. Schliesslich geht der *Sphagnum*-Teppich vollständig verloren und es bleibt eine haplotelmische Oberfläche (d.h. das Akrotelm fehlt, das Katotelm liegt ungeschützt offen), welche das Wachstum von Nicht-*Sphagnum*-Moosen zusammen mit Zwergsträuchern und weiteren Arten fördert (aus Lindsay 2010).

Auch geologische Gegebenheiten können einen Einfluss auf die Stärke der Effekte haben: während Moore an Endmoränenstandorten keine Veränderungen zeigten, trockneten jene an Grundmoränenstandorten bei Veränderungen im Wassereinzugsgebiet aus. Als Hauptursachen für negative Entwicklungstrends wird vor allem die Senkung des Grundwasserspiegels durch Drainagen oder weitere Hydromeliorationen durch Bergbau sowie Fehlbestockung im Wassereinzugsgebiet in Kombination mit der zunehmenden Kontinentalisierung genannt (Goral & Müller 2010, Luthard et al. 2010, Minayeva & Sirin 2012). Auch im Rahmen des Projekts «espace marais» (Grosvernier et al. 2018) wurde gefordert das Wassereinzugsgebiet der Moore als hydrologische Schutzzone zu erhalten oder wiederherzustellen.

Selbst wenn bioklimatische Modelle voraussagen, dass ein Moor aus seinem bioklimatischen Rahmen fallen wird, bedeutet das wegen der Resilienz etablierter Moore nicht den sofortigen Verlust seiner Kohlenstoffspeicherkapazität oder seiner anderen Funktionen (Gallego-Sala et al. 2016). Hingegen sind degradierte Moore mit gestörtem Wasserhaushalt verletzlicher gegenüber der Klimaveränderung (Parish et al. 2008, Rounsevell et al. 2018). Steigende Temperaturen und grössere Trockenheit werden die Degradierung verschärfen. Diese weitere Degradierung führt zu einer positiven Rückkoppelung, welche das Klima durch verstärkte Treibhausgasemissionen weiter belasten könnte (Gallego-Sala et al. 2016).

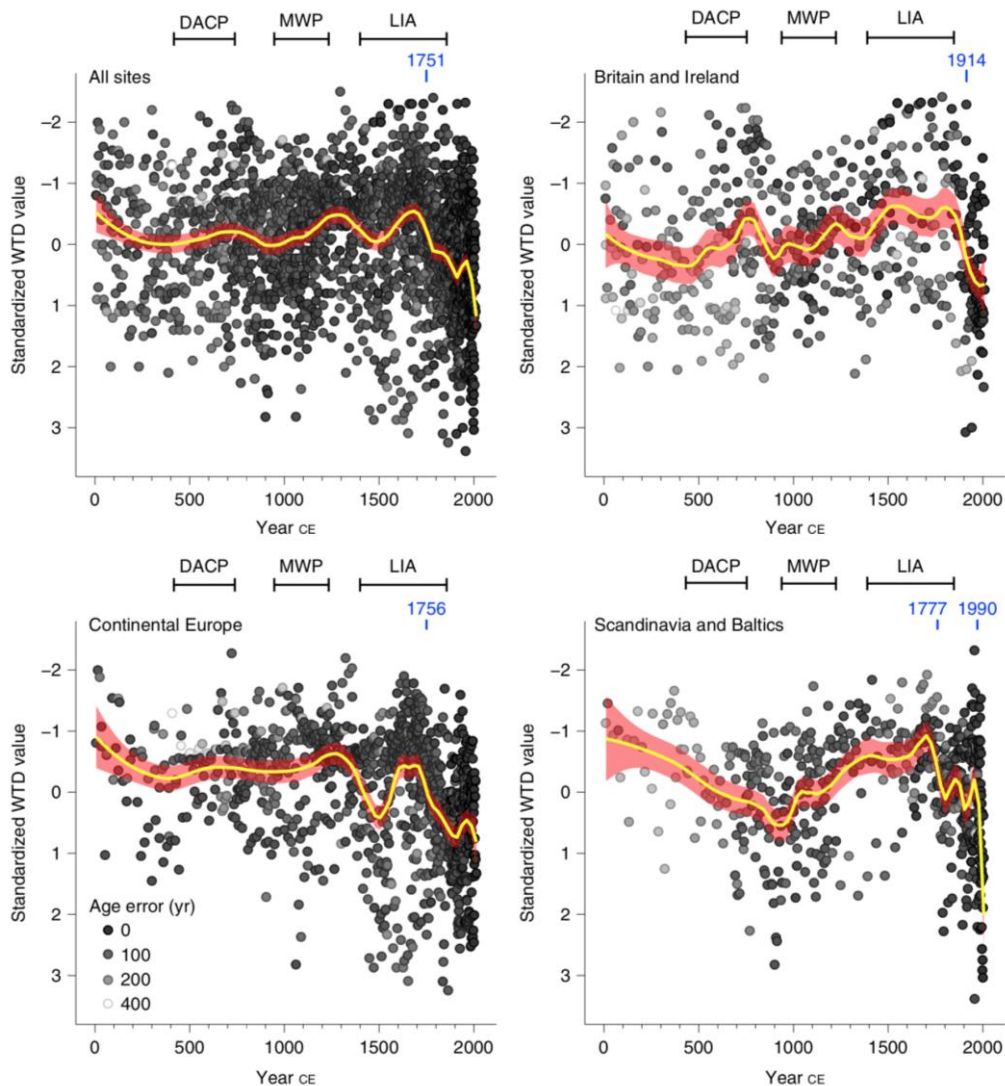


Abb. 5. Standardisierte Grundwasserspiegel (WTD) von Mooren aus Europäischen Grossregionen (Britannien und Irland, Skandinavien und Baltikum, Kontinentaleuropa). Die Graustufen zeigen die chronologische Präzision der Datenpunkte. Die mittleren Werte (gelbe Linien) wurden durch eine Loess-Glättung modelliert, mit 95 % Vertrauensintervall (rot). DACP = dark age cold period, Kaltzeit am Ende der Antike; MWP = Mittelalterliche Wärmeperiode; LIA = little ice age (aus Swindles et al. 2019).

3.2.2 Interaktion von erhöhter CO₂-Konzentration und Düngung mit verändertem Klima

Erhöhte CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre sind der Grund für den Klimawandel. Wie sich diese erhöhten Werte auch in Kombination mit Düngung auf Pflanzenwachstum und Evapotranspiration in Mooren auswirken können, wurde in kombinierten Gewächshaus- und Freilandexperimenten untersucht. Während erhöhte CO₂-Konzentrationen unter bestimmten Bedingungen das Höhenwachstum und den Biomassezuwachs von *Sphagnum* stimulierten, blieb das Wachstum von Gefässpflanzen unbeeinflusst. Ausserdem reduzierte sich die Evapotranspiration durch erhöhte CO₂-Konzentrationen während mehrerer, aufeinanderfolgender Jahre aufgrund der kürzer geöffneten Stomata und damit reduzierter Gefässpflanzentranspiration um ca. 10 %. Diese verbesserte Effizienz der Wassernutzung ist eine häufig festgestellte Reaktion von Gefässpflanzen auf erhöhte CO₂-Konzentrationen (Arp et al. 1998, Heijmans et al. 2001a, Heijmans et al. 2001b, Heijmans et al. 2002). Die direkten Effekte der erhöhten CO₂-

Konzentration in der Atmosphäre dürften allerdings erst in Kombination mit Stickstoffeinträgen sowie erhöhter Temperatur und geringeren Niederschlägen zur Geltung kommen.

Andererseits können Sphagnen ihre Transpiration nicht regulieren, da sie keine Stomata besitzen. Unabhängig von der CO₂-Konzentration können deshalb erhöhte Temperaturen zu schnellerer Austrocknung und Absterbeerscheinungen der Torfmoose führen (Heijmans et al. 2002). Auch ein erhöhter Stickstoffeintrag kann Moose ebenfalls direkt schädigen (Boch et al. 2018), oder eine Beeinträchtigung der Torfmoose durch verstärktes Wachstum von Gefässpflanzen und erhöhter Gefässpflanzendeckung bedingen (Heijman et al. 2001a). Zudem kann der Anteil von Gräsern in der Vegetation zu Lasten der Sphagnen verschoben werden (Berendse et al. 2001). Der Torf wird damit besser abbaubar was wiederum die Freisetzung von CO₂ und Methan erhöhen kann (Augustin & Chojnicki 2008, Glatzel et al. 2011), was womöglich die Effekte des Klimawandels noch verschärft. Solche Effekte treten bei Extremereignissen (z.B. ein trockenes Jahr) bereits heute auf (Gerdol et al. 2008). Schlüsselfaktoren für die CO₂- und CH₄-Budgets sind die Lage des Grundwasserspiegels und der Anteil mikrotopographischer Strukturen, welche die mikrobiologischen Prozesse beeinflussen (Rydin & Jørgensen 2013).

3.2.3 Kohlenstoffakkumulation und -abbau unter verschiedenen Klimabedingungen

In borealen Mooren konnte gezeigt werden, dass Kohlenstoffakkumulationsraten während der letzten 1000 Jahre positiv und linear mit der Länge der Wachstumsperiode und der photosynthetisch aktiven Strahlung zusammenhängen (Charman et al. 2013). In der mittelalterlichen Warmzeit war die Torfakkumulation weltweit höher als während der Kleinen Eiszeit. Dies wohl eher wegen der höheren Bewölkungsdichte während der Kleinen Eiszeit und weniger wegen der Temperatur, weil die photosynthetisch aktive Strahlung die C-Fixierung viel stärker beeinflusst als die Temperatur (Charman et al. 2013). Die Temperatur spielt gemäss Galego-Sala (2018) je nach Ort eine unterschiedliche Rolle: unter wärmerem Klima führt die erhöhte Nettoprimärproduktion nur in hohen und mittleren Breiten (boreale bis temperate Zone) zu einer erhöhten Torf-Akkumulation. In niedrigen Breiten (subtropisch) überwiegt die erhöhte Abbaurate den Zuwachs durch die erhöhte Nettoprimärproduktion. Für die meisten Moortypen in Österreich erwiesen sich die Sommertemperaturen als besonders wichtig für ihre Verbreitung, ausgenommen bei Schwingrasen (Essl et al. 2012). Erhöhte Temperaturen können sich allerdings recht unterschiedlich auf verschiedene Arten in den Mooren auswirken. In einem Feld-Experiment im französischen Jura zum Beispiel hatte eine künstlich erhöhte Temperatur während Regenperioden nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Photosynthesekapazität von *Sphagnum medium*, einer oft dominanten Art, die eine intermediäre Stellung zwischen Bulten und Schlenken einnimmt. Dagegen stieg diese bei *S. fallax*, eine häufige Art feuchter bis nasser Senken, um 40 %. Bei Trockenperioden bewirkte die Erwärmung hingegen einen deutlich negativen Effekt auf die Photosynthesekapazität von *S. fallax*, während bei *S. medium* kaum ein Effekt auszumachen war. Die unterschiedliche, komplementäre Reaktion der beiden dominierenden *Sphagnum*-Arten bezüglich steigender Temperaturen und vermehrter Trockenheit führte dazu, dass die Produktivität des Moores mehr oder weniger konstant blieb (Jassey & Signarbieux 2019). Allerdings ist davon auszugehen, dass bei grösserer Erwärmung und Austrocknung auch die Produktivität zu sinken beginnt. So war zum Beispiel im Sommer 2003 mit sehr hohen Luft- und Bodentemperaturen aber insgesamt durchschnittlichen Niederschlägen (die aber von langen Trockenperioden begleitet waren) die CO₂-Aufnahme in einem alpinen Hochmoor der Dolomiten deutlich reduziert, was dazu führte, dass das Moor im Hochsommer von einer CO₂-Senke zu einer CO₂-Quelle wurde (Gerdol et al.

2008). Dies, weil die beobachtete Reduktion der CO₂-Aufnahme von einer erhöhten Ökosystematmung begleitet war. Die reduzierte CO₂-Aufnahme war vor allem durch die reduzierte Photosyntheserate der Sphagnum verursacht, welche vermehrt austrockneten (Gerdol et al. 2008).

Auch der Einfluss des Wassers auf die Torfakkumulation wurde verschiedentlich untersucht: Experimentelle Trockenheit in einem Kalkflachmoor in Alaska reduzierte die Pflanzenproduktivität und liess es von einer CO₂-Senke zu einer CO₂-Quelle werden (Chivers et al. 2009). Experimentelle Flutung verstärkte die Funktion des Moores als CO₂-Senke durch erhöhte Pflanzenproduktivität und reduzierte Atmung und verringerte die Abhängigkeit der Atmung von der Temperatur (Chivers et al. 2009). In neun untersuchten Moortypen in Österreich war die Summe der Frühjahrs- und Sommerniederschläge insbesondere für jene Moortypen wichtig, die ganz oder teilweise vom Grundwasser abhängen (alpine Flachmoore, Übergangsmoore, Schwingrasen, Pioniervegetation auf Torf), um ihre gegenwärtige Verbreitung zu erklären. Ombrotrophe Moore stellten sich gegenüber einer Klimaerwärmung allerdings als am verletzlichsten heraus (Essl et al. 2012). Auch in Bayern zeigten langjährige Vergleiche von Mooren entlang von Klimagradienten ihre Empfindlichkeit gegenüber Trockenheit (Kaule et al. 2015): Kaule et al. (2015) vermuteten, dass bei weniger als 1000 mm/a Niederschlag selbst bei umfassenden Massnahmen keine erfolgreiche Regeneration von Hochmooren möglich sei. Sie stützen sich bei dieser Aussage aber auf lediglich drei untersuchte Moore. In allen Hochmooren mit mindestens 1000 mm/a Niederschlag ist eine erfolgreiche Regeneration möglich. Zwischen 1000 mm/a und 1300 mm/a ist jedoch ein Rückstau zwingend erforderlich. Ab einem Niederschlag von 1300 mm/a erfolgte allein durch natürlichen Grabenverfall eine erhebliche Zunahme der torfbildenden Vegetation zwischen 1969/74 und 2010/13. Schwingrasen (z.B. in Torfstichen) konnten sich auch bei geringen Niederschlägen halten, sofern oligotrophes Moorwasser genügend einfliessen konnte (Kaule et al. 2015). Gallego-Sala et al. (2018) zeigen weiter, dass die Feuchtigkeit vor allem ein gewisses Mindestmass überschreiten muss, um den mikrobiellen Kohlenstoffabbau genügend zu bremsen, damit Kohlenstoff akkumuliert werden kann. Allerdings bringt die Erhöhung zu sehr hohen Feuchtigkeitswerten keine höheren Akkumulationsraten.

Torfakkumulierung dürfte bei wärmeren Bedingungen erhöht werden, zumindest solange genügend Feuchtigkeit vorhanden ist, um den Wasserspiegel hoch zu halten (Yu et al. 2011). Bei verringerten Sommerniederschlägen kann eine Schwelle im Verhältnis von Niederschlag und Evapotranspiration überschritten werden, so dass die Moore aufhören zu wachsen (Abb. 6, Charman et al. 2013). Moore in Zentraleuropa dürften allerdings noch einige Jahrzehnte zusätzlichen Kohlenstoff einlagern, wie Modellrechnungen ergeben haben (Gallego-Sala et al. 2018). Unter den extremsten Klimawandelszenarien werden wahrscheinlich bereits ab ca. 2040 die Moore im südlichen Mitteleuropa keinen zusätzlichen Kohlenstoff mehr einlagern und sich langsam zu CO₂-Quellen entwickeln (Gallego-Sala et al. 2018), wenn keine Gegenmassnahmen getroffen werden. Global gesehen könnte sich die Moorfläche aber unter den prognostizierten Klimaverhältnissen sogar noch ausdehnen, ausser unter dem «Worstcase-Szenarium» (Szenarium RCP8.5, IPCC 2014 in Gallego-Sala 2018).

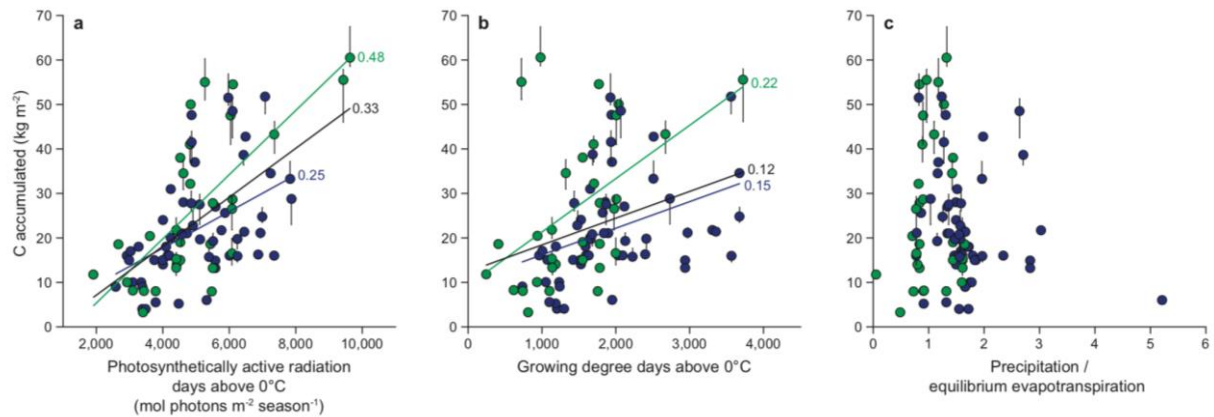


Abb. 6. Beziehung zwischen Klimavariablen und Torf-Akkumulation basierend auf Torfprofilen borealer Moore. Der in den letzten 1000 Jahren insgesamt akkumulierte Kohlenstoff verglichen mit photosynthetisch aktiven Strahlungstagen über 0° C (a), Wachstumsgradtagen über 0° C (b) und dem Niederschlags-Evapotranspirationsverhältnis (c). Hochmoore sind als grüne Punkte dargestellt, Flachmoore als blaue Punkte. Regressionen wurden getrennt für Hoch- und Flachmoore gerechnet (grüne resp. blaue Regressionslinien; die Zahlen an den Linien sind R²-Werte) und für alle Moore (schwarze Regressionslinie). Die Fehlerbalken zeigen die chronologischen Unsicherheiten in jedem Torfprofil (aus Charman 2013).

Die Produktivität der Moore hängt aber nicht nur von klimatischen Faktoren ab, sondern ist auch stark vom Mikrostandort bzw. den dort vorkommenden Arten abhängig (Abb. 7, 8). Die Produktivität variiert stark zwischen den Arten und ist vor allem bei den Bultarten gering (z.B. *S. capillifolium*, *S. fuscum*, *S. russowii*). Rasen-bildende Arten und insbesondere die Arten der Hochmoorschlenken (z.B. *S. angustifolium*, *S. warnstorffii*) weisen meist eine deutlich höhere Produktivität auf, zumindest während normal feuchter Jahre. In Trockenjahren können sich die Verhältnisse allerdings umkehren (Moore 1989), da die Bultarten mit ihren dicht stehenden Köpfchen (Abb. 9) besser Wasser speichern können als die locker wachsenden Arten der Schlenken (Abb. 9) und so auch während Trockenperioden noch wachsen können (Tab. 3). Dadurch kann die Produktivität auch während trockener Jahre bis zu einem gewissen Grad aufrechterhalten werden (Jassey & Signarbeux 2019). Die Abbauraten sind am höchsten bei Schlenkenarten und kleiner bei Bultarten, Rasenarten haben mittlere Werte und es scheint auch Abbauunterschiede entlang dem Gradienten von eutroph zu ombrotroph zu geben. *S. fallax* (eutroph) wird beispielsweise schneller abgebaut als *S. papillosum* (Art der sauren Flachmoore; Gunnarson 2005).

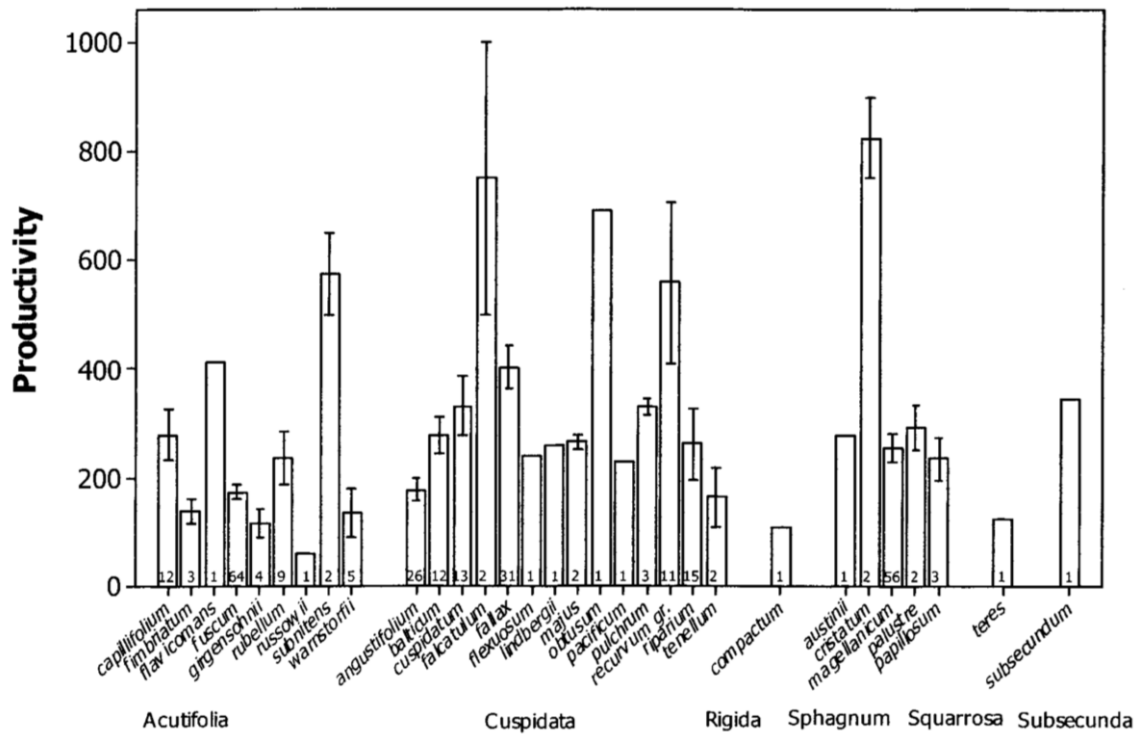


Abb. 7. Mittlere Produktivität verschiedener *Sphagnum*-Arten (g pro m² und Jahr) nach Gattungssektionen gruppiert. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler. Die Anzahl Beobachtungen für jede Art ist unten in jedem Balken eingetragen (aus Gunnarsson 2005). Arten der Sektion Acutifolia bilden meist Bulten und sind eher langsam wachsend, Arten der Sektion Cuspidata kommen typischerweise in Schlenken vor und bilden oft grosse Teppiche. Unter guter Wasserversorgung können Arten der Sektion Cuspidata sehr produktiv sein.

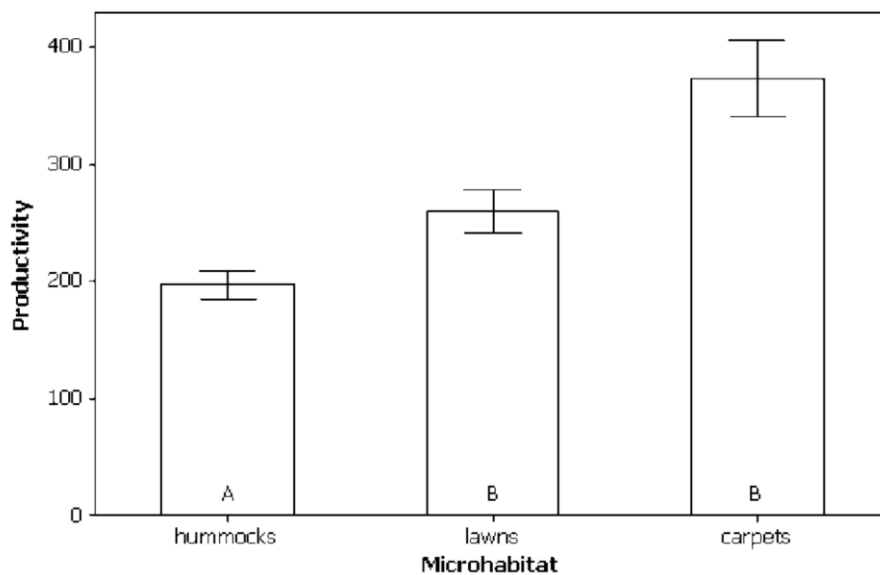


Abb. 7. Mittlere Produktivität der Mikrohabitats (g pro m² und Jahr). Die Fehlerbalken bezeichnen den Standardfehler. Verschiedenen Buchstaben auf den Balken zeigen signifikante ($P < 0.05$) Unterschiede zwischen den Mikrohabitats (Tukey-Test) (aus Gunnarsson 2005).

Tab. 3. Jährliches Wachstum von *Sphagnum fuscum* und *S. angustifolium* in verschiedenen Habitaten und trockenen und feuchten Jahren. *S. fuscum* ist eine typische Bultart, *S. angustifolium* bildet lockere Rasen am Rande von Schlenken (aus Rydin & Jeglum 2013). In trockenen Jahren bricht das Wachstum von *S. angustifolium* deutlich stärker ein als von *S. fuscum*.

	Annual growth		Wet/dry quotient
	Wet year	Dry year	
Bog forest (Luken 1985)			
<i>S. fuscum</i>	4.3	2.4 mm yr ⁻¹	1.8
<i>S. angustifolium</i>	11.3	1.3 mm yr ⁻¹	8.7
Andromeda bog (Luken 1985)			
<i>S. fuscum</i>	8.2	4.7 mm yr ⁻¹	1.7
<i>S. angustifolium</i>	22.3	9.1 mm yr ⁻¹	2.5
Poor fens (Moore 1989)			
<i>S. fuscum</i>	75.3	83.5 g m ⁻² yr ⁻¹	0.9
<i>S. angustifolium</i>	127.4	29.2 g m ⁻² yr ⁻¹	4.4



Abb. 9. Eine typische Bulten-bildende Torfmoosart (links; *Sphagnum capillifolium*) mit dicht stehenden Köpfchen und eine locker wachsende Art in einer Hochmoorschlenke (*Sphagnum recurvum* aggr.; Fotos Ariel Bergamini).

3.2.4 Arten-Turnover der Moore und Klima

In einer finnischen Studie (Kokkonen et al. 2019) wurde der Wasserspiegel während 15 Jahren soweit abgesenkt, wie es durch den Klimawandel erwartet wird. Es zeigte sich, dass Flachmoore empfindlicher darauf reagieren als Hochmoore und bei diesen die Schlenken empfindlicher als die Bulten. Weltzin et al. (2000) beobachteten auch eine höhere Wärmeempfindlichkeit der Flachmoore als der Hochmoore. Bei Weltzin et al. (2000) schienen besonders *Rhynchospora* und *Carex lasiocarpa* stark von einem hohen Grundwasserspiegel abhängig zu sein.

Die Hochmoore schienen mehr vom Regen als vom Grundwasserspiegel abhängig zu sein (Kokkonen et al. 2019, Weltzin et al. 2000). Die Verschiebung von offenen Mooren hin zu Wäldern ist umgekehrt proportional zum Nährstoffgehalt der Systeme (Kokkonen et al. 2019). Bei einer Absenkung des Wasserspiegels gehen Arten verloren, die spezielle Anpassungen an nasse Verhältnisse (z.B. *Sphagnum subsecundum*, *Carex* spp., *Scheuchzeria palustris*) oder gar an Überflutungen (z.B. *Warnstorfia* spp., *Utricularia intermedia*) haben (Rydin & Jeglum 2013). Durch die aufkommenden Sträucher und Bäume auf belüftetem Torf steigt gemäss Kokkonen (2019) die Beschattung des Moores und lichtbedürftige Arten (z.B. *Sphagnum warnstorffii*, *Andromeda polifolia*) werden ersetzt durch solche, die an Belüftung und Beschattung besser angepasst sind (z.B. *Sphagnum russowii* oder *Trientalis europaea*). Bengtsson et al. (2020) beobachteten in einer Studie über die gesamte Nordhemisphäre ein verstärktes Wachstum von *Sphagnum magellanicum* aggr. bei erhöhten Temperaturen und eine starke Abhängigkeit dieser Art vom Regen. Der Effekt beider Umweltgrößen auf *Sphagnum fuscum* (das an etwas trockeneren Stellen wächst) war dagegen sehr viel kleiner. In Kanada wurde in einem undrainierten Hochmoor – verursacht wahrscheinlich durch Temperaturerhöhung und Drainagen im landwirtschaftlichen Umland – eine Zunahme der Beta-Diversität beobachtet, verbunden mit einem Wechsel von lichtbedürftigen zu schattentoleranten Arten (Pinceloup 2020). Weltzin et al. (2000) beobachteten bei Erwärmung von Hochmooren ein verstärktes Wachstum graminoider Arten und Büsche und sagen beim Klimawandel die Dominanz von Büschen in den trockeneren Hochmoorteilen voraus.

Ökologische Funktionen von Mooren können unter sich ändernden Umweltbedingungen aufrecht erhalten bleiben, selbst wenn Arten verschwinden. Dies setzt allerdings voraus, dass die verschwundenen Arten durch funktionell ähnliche Arten ersetzt werden. Genau dies konnte in einer Studie von Robroek et al. (2017) für Europäische Hochmoore gezeigt werden: Zwar änderte sich die Artenzusammensetzung je nach Umweltbedingungen, die funktionale Zusammensetzung der Moorvegetation (Moose und Gefässpflanzen) war aber unabhängig von den Umweltbedingungen. Auch unter veränderten Umweltbedingungen können also noch typische und seltene Moorarten in den Mooren vorkommen. Damit kann das Funktionieren der Hochmoore erhalten werden. Um diesen funktionellen Ersatz zu erleichtern, also das Einwandern von Arten zu ermöglichen, sind die Erhaltung des vollen Hochmoor-Artenpools und Investitionen in die Vernetzung der Europäischen Hochmoore von grösster Wichtigkeit (Robroek et al. 2017). Die Aussagen von Robroek et al. (2017) werden durch Lamentowicz et al. (2019) bestätigt, welche in polnischen Mooren über die letzten 2000 Jahre zwar starke Schwankungen des Grundwasserstandes und damit verbunden starke Schwankungen der Artenzusammensetzung feststellten, aber kaum Veränderungen der funktionalen Zusammensetzung. Wie bei Robroek et al. (2017) waren auch bei Lamentowicz et al. (2019) taxonomischer und funktionaler Turnover entkoppelt. Moore sind wahrscheinlich gegenüber zukünftigen hydrologischen Änderungen stabiler als früher angenommen.

Sperle & Bruehlheide (2021) konnten in Hochmooren des Schwarzwaldes nachweisen, dass seit den 1970-er Jahre vermehrt typische Arten der Hochmoore zurückgingen. Zwei Arten starben sogar aus (*Juncus alpinoarticulatus*, *Utricularia minor*). Profitiert haben hingegen teilweise Arten der Flachmoore und Feuchtwiesen. Am meisten Arten starben in tiefgelegenen Mooren aus. Mit zunehmender Höhe nahm die Aussterbewahrscheinlichkeit der Arten massiv ab. Ob für die beobachteten Rückgänge mehrheitlich der Klimawandel verantwortlich ist oder nicht, konnte nicht abschliessend beantwortet werden. Weitere Faktoren wie Stickstoffeintrag könnten ebenfalls zu den beobachteten Veränderungen führen oder zumindest wesentlich beitragen.

Fazit: Moore sind anpassungsfähige Ökosysteme mit einer grossen Resilienz. Bei etwas trockeneren, wärmeren Verhältnissen kann es zu einem Austausch funktional gleicher Arten kommen, so dass die Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen erhalten bleiben. Flachmoore können sogar, wenn die Evapotranspiration die Niederschläge etwas übertrifft überleben, sofern die Wasserzufuhr über das Grundwasser ausreichend ist. Unter den extremsten Klimaszenarien und vorausgesetzt es werden keine Massnahmen getroffen, die die negativen Klimaänderungen abpuffern können, könnten die Moore in Mitteleuropa ab ca. 2040 voraussichtlich kein zusätzliches CO₂ mehr einlagern und sich danach zu CO₂-Quellen entwickeln. In Mooren mit gestörter Hydrologie mit weiterhin aktiven Drainagegräben ist dies heute schon der Fall. Für den Kanton Zürich wird je nach Szenario, bzw. Wirksamkeit der Klimaschutzmassnahmen eine Erhöhung der Jahresmitteltemperaturen von ca. 9°C auf 10-12(-14)°C bis 2070 erwartet (Daten von www.meteoschweiz.admin.ch). Bei gleichzeitiger Umlagerung der Niederschläge vom Sommer auf Winter und Frühling (+ 10 bis +25 % im Winter, 5–20 % im Frühling, -5 % bis -15 % im Sommer) dürfte das klimatische Potential für die Weiterexistenz der Moore im Kanton Zürich jedoch noch gegeben sein, auch im Vergleich zu anderen Regionen Europas, wo bei deutlich geringeren Niederschlagsmengen und vergleichbaren Temperaturen intakte Moore vorkommen. Entscheidend wird jedoch sein negative Einflussfaktoren soweit möglich zu reduzieren. Dazu muss die Wasserversorgung der Flachmoore weiträumig gesichert sein (vgl. «espace marais», <https://www.marais.ch>) und das vorhandene Wasser muss im Boden belassen und nicht durch Drainagen abgeführt werden. Bei Hochmooren müssen ebenfalls noch aktive Drainagen zurückgebaut bzw. Gräben eingestaut werden. Moorschutz und Moorregeneration zur Verringerung der CO₂-Emissionen aus der Torfoxidation können günstige Massnahmen für das Klima sein.

4 Aussichten für den Kanton Zürich

4.1 Verteilung der Moore und Potentialflächen und ihre Klimaprognose

Wir teilten das Gebiet des Kantons Zürich aufgrund der Arbeit von Stamm (2019) in verschiedene klimatische Regionen auf. Dabei nahmen wir für die Niederschläge an, dass die Jahressummen ungefähr erhalten bleiben und nur die Jahresverteilung ändert, und für die Temperaturen, dass die von Stamm geschätzten Erwärmungen für das ganze Jahr gelten (Tab. 4).

Die Bildung und Existenz von Hochmooren setzt ein Verhältnis von Niederschlag zu Evapotranspiration von mindestens 1 voraus. Wir können die Entwicklung dieses Quotienten im Rahmen dieser Literaturstudie nicht schätzen, da sie nicht nur von Temperatur, Niederschlag und Strahlung abhängt wie die potentielle Evapotranspiration, sondern auch von der Vegetation vor Ort und anthropogenen Störungen des Moores sowie des Wassereinzugsgebietes. Wir stützen uns deshalb bei unseren Einschätzungen auf Studien, die die Anpassungsfähigkeit von Mooren an wechselnde klimatische Bedingungen anhand von Torfanalysen bestätigen (z.B. Lindsay 2010), das Vorkommen von Hochmooren in anderen Regionen Europas, wo ungestörte Moore auch noch bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 500 mm eine intakte Torfakkumulation aufweisen können (Luthard et al. 2010), sowie die Angaben von Vitt (2006) in borealen Regionen, wonach ombrotrophe Moore bei ca. 9–10°C Jahrestemperatur und 900 mm Jahresniederschlag als «subcontinental bog» existieren können.

Wir nehmen an, dass deshalb auch in den wärmsten und trockensten Regionen des Kantons Zürich (Flughafengebiet, Thurmündung und Gebiete nördlich der Thur) die prognostizierten Gesamtjahresniederschläge und auch die Niederschläge in den Sommermonaten ausreichen werden, um bei erhöhten Temperaturen Hochmoore zu erhalten (vgl. Tab. 4, Abb. 10).

Viel wichtiger erscheint es nun die Resilienz und Anpassungsfähigkeit der Moore durch zeitnah durchgeführte Massnahmen zu verbessern, die zu einer langfristigen Verbesserung der Wasserhaushaltssituation und der Grundwasseranreicherung beitragen, und dies bevor gestörte Moore noch weiter degradieren. Einerseits ist dazu ein funktionierendes Vernetzungssystem der Moore wichtig, wodurch die Ausbreitung von Moorarten begünstigt, die Aussterbeschuld verringert (Jamin et al. 2020) und somit die funktionelle Vielfalt und Anpassungsfähigkeit erhalten bleiben kann (Robroek et al. 2017).

Tab. 4. Erwartete Niederschläge und Temperaturen für das Jahr 2070 in verschiedenen Regionen des Kantons Zürich gemäss Stamm (2019) und www.meteoschweiz.admin.ch.

Region	Niederschläge (mm)				Temperatur °C			
	Jahr	Juni	Juli	August	Jahr	Juni	Juli	August
Maschwanden	1200	123.2	110	123.2	11.9	17.9	20.9	20.9
Kappel–Bonstetten–Adliswil	1200	135	117	135	11.9	17.9	19.9	19.9
Hirzel–Schönenberg–Hütten	1300	148	138.75	148	11.8	16.8	19.8	20.8
Pfannenstiel	1300	142.5	133	142.5	11.4	17.9	19.9	19.9
Oberland bis Dübendorf, Wallisellen, Effretikon und Tösstal (ohne Bubikon, Wetzikon, Hinwil und Rüti)	1200	130.2	120.9	120.9	12.5	17	20	21
Wetzikon–Hinwil–Bubikon–Rüti	1300	142.5	142.5	142.5	13.1	19.1	20.1	20.1
Oetwil–Geroldswil–Dietikon	1100	116.25	111.6	116.25	13.1	20.1	21.1	21.1
Wehntal–Regensdorf–Bassersdorf–Oberembrach–Kloten(Süd)–Niederhasli–Dielsdorf	1100	99	94.5	99	13.1	20.1	20.1	20.1
Kloten(Nord)–Oberglatt–Niederglatt–Winkel	1000	96.8	96.8	96.8	13.1	20.1	22.1	20.1
Irchel	1300	128.75	113.3	128.75	11.9	20.9	20.9	20.9
Gebiete nördlich der Thur	900	90	72	90	12.1	21.1	21.1	21.1
Thurmündung	800	88	88	88	12.2	21.2	23.2	21.2

Andererseits müssen Moore für die prognostizierten Veränderungen gewappnet und dadurch der langfristige Erhalt der Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen der Moore des Kanton Zürich gesichert werden. Als vordringlichsten Massnahmenkomplex nennt Luthardt et al. (2010) die Wiederherstellung von ursprünglichen Binneneinzugsgebieten durch Entfernung von Entwässerungssystemen (z.B. Graben- und Drainageverschluss), was durch den verzögerten Wasserabfluss auch begünstigend auf die Grundwasserstände und somit auf den Wasserhaushalt korrespondierender angrenzenden Ökosysteme sein kann und die Erhöhung der Grundwasserneubildung durch Waldumbau hin zur natürlichen Bestockung im Wassereinzugsgebiet. Auch der Wasserrückhalt in Fliess- und Stillgewässern, um den Abfluss aus der Landschaft zu verzögern wäre denkbar. Die Einstellung der Grundwasserstände in den Mooren auf Werte um 20 cm unter der Bodenoberfläche auch während der trockeneren Sommermonate wird der wichtigste Faktor für die Erhaltung der Moore sein. Die ganzjährige Zufuhr von nährstoffarmem Grundwasser aus der Umgebung wird vorab in den trockeneren Gebieten wichtig sein, d.h. die Moore sind mit ausreichend grossen hydrologischen Schutzzonen zu versehen (Küchler et al. 2018).

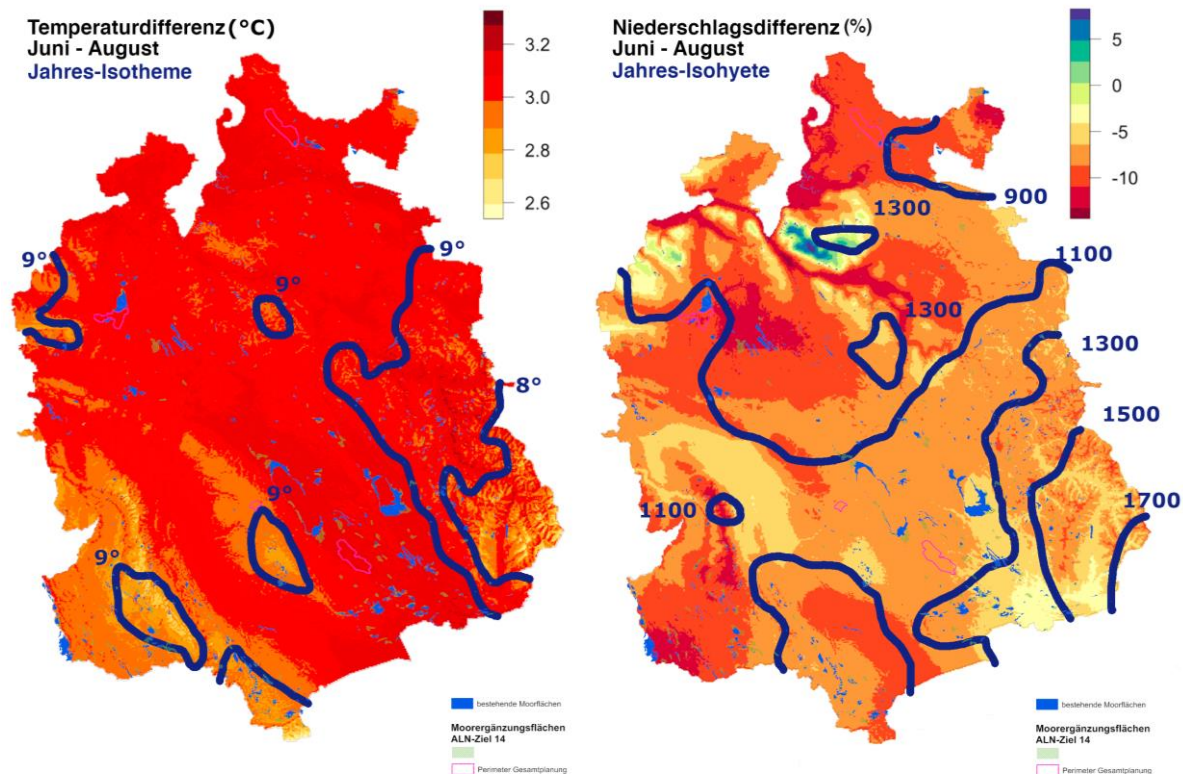


Abb. 10. Verteilung der Moore und Moorergänzungsflächen in Bezug auf Temperatur und Niederschlag im Kanton Zürich. Jahres-Isothermen und -Isohyeten (nach Klima-Normkarten 1961-1990 von meteoschweiz.admin.ch), erwartete Veränderungen von Temperatur und Niederschlag in den Sommermonaten (nach Stamm 2019). Es werden die Zeitperioden 2041-2070 mit 1961-1990 verglichen, und zwar unter dem Klimamodel HadCM3 (Pope et al. 2000) und dem SRES Szenario b1 (IPCC 2000).

4.2 Regenerationspotential bewirtschafteter Torfböden unter zukünftigen Klimabedingungen

Für das Regenerationspotential bewirtschafteter Torfböden gilt hinsichtlich der Klimaveränderung dasselbe wie für die Erhaltung der Flachmoore: die Rückführung zu Flächen mit Moorvegetation dürfte im ganzen Kanton möglich sein, wird aber teilweise zusätzliche, kostenintensive Massnahmen zur Ausmagerung der Böden, wie Oberbodenabtrag, verlangen. Dies führt auch dazu, dass die Grundwasserstände näher an die Oberfläche gelangen, was für die Moorregeneration hilfreich sein kann.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen an den Kanton Zürich

Wir empfehlen dem Kanton Zürich Massnahmen zur weiträumigen Sicherung des Wasserzuges seiner Moore und der Potentialflächen sowie zur Vernetzung der Moorökosysteme. Dies ist wichtig, um die Moore auch unter der prognostizierten Erwärmung der nächsten Jahrzehnte zu erhalten. Wir schliessen uns den Empfehlungen von Luthard et al. (2010) an, die

ursprünglichen hydrologischen Bedingungen durch Entfernung von Entwässerungssystemen wiederherzustellen und die Grundwasserneubildung durch die natürliche Bestockung im Wassereinzugsgebiet zu unterstützen.

Ebenfalls zielführend zur Optimierung von Wiedervernässungen können die von Augustin & Chojnicki (2008) vorgeschlagenen Massnahmen sein:

«1. Die oberste Torfschicht (ca. 30 cm) der zur Wiedervernässung vorgesehenen Fläche sollte nur geringe Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen aufweisen (z.B. C/N > 20, P_t < 0,6 mg/g TM). Das ist wichtig, um die Ausbildung eines hochproduktiven Pflanzenbestandes zu verhindern, deren Reste infolge leichter Abbaubarkeit eine starke Methanbildung und -freisetzung induzieren. Um diese Voraussetzung zu schaffen, könnte ein Abtrag der obersten Torfschicht vor der Wiedervernässung sinnvoll sein.

2. In Ergänzung dessen sollte die Fläche von vornherein frei von leicht zersetzbaren Pflanzen wie Futtergräsern sein. Vorteilhaft ist ein Grundstock von torfbildenden Pflanzen wie Moosen, Seggen oder Schilf, die die wiedervernässte Fläche dann schnell bedecken.

3. Der Wasserstand sollte ganzjährig permanent kurz unter der Geländeoberfläche verbleiben, soweit eine Wasserstandshaltung technisch mit vertretbarem Aufwand möglich ist.»

Referenzen

- Acreman M., Holden, J. 2013. How wetlands affect floods. *Wetlands* 33: 773–786.
- Arp W.J., Van Mierlo J.E.M., Berendse F., Snijders W. 1998. Interactions between elevated CO₂ concentration, nitrogen and water: effects on growth and water use of six perennial plant species. *Plant, Cell and Environment* 21: 1–11.
- Augustin J., Chojnicki B. 2008. Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland. *Berichte des IGB* 26: 50–67.
- Baudirektion Kanton Zürich 2015. Naturschutz-Gesamtkonzept: Bilanz 2015 und weitere Umsetzung. Kanton Zürich, Baudirektion, Amt für Landschaft und Natur, Zürich.
- Bengtsson F., Rydin H., Valtzer J.L., Bragazza L., Bu Z.-J., Caporn S.J.M., Dorrepaal E., Flatberg K.I., Glálnina O., Gałka M., Ganeva An, Goia I., Goncharova N., Hájek M., Haraguchi A., Harris L.I., Humphreys E., Jiroušek M., Kajukalo K., Karofeld E., Koronatova N.G., Kosykh N.P., Laine A.M., Lamentowicz M., Lapshina E., Limpens J., Linkosalmi M., Munir T.M., Ma J.-Z., Mauritz M., Mitchell E.A.D., Natali S.M Natcheva, R, Payne R.J., Philippov D.A., Rice S.K., Robinson S., Robroek B.J.M., Rochefort L. Singer D., Stenøien H.K., Tuittila E.-S., Vellak K., Waddington J.M., Granath G. 2020. Environmental drivers of Sphagnum growth in peatlands across the Holarctic region. *Journal of Ecology* 109: 417-431
- Berendse F., Van Breemen N., Rydin H., Buttler A., Heijmans M, Hoosbeek M.R., Lee J.A., Mitchell E., Saarinen T., Vasander H., Wallén B. 2001. Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in *Sphagnum* bogs. *Global Change Biology* 7: 591–598.
- Bergamini A., Ginzler C., Schmidt B.R., Bedolla A., Boch S., Ecker K., Graf U., Kuchler H., Kuchler M., Dosch O., Holderegger R. 2019. Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011–2017 der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz. *WSL Berichte* 85, 104 S.
- Boch S., Allan E., Humbert J.-Y., Kurtogullari Y., Lessard-Therrien M., Müller J., Prati D., Rieder N.S., Arlettaz R., Fischer, M. 2018. Direct and indirect effects of land use on bryophytes in grasslands. *Science of the Total Environment* 644: 60–67.
- Bragg O.M. 2002. Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland. *The Science of the Total Environment* 294: 111–129.
- Buse J., Boch S., Hilgers J., Griebeler E.M. 2015. Conservation of threatened habitat types under future climate change – Lessons from plant-distribution models and current extinction trends in southern Germany. *Journal for Nature Conservation* 27: 18–25.
- Charman D.J., Beilman D.W., Blaauw M., Booth R.K., Brewer S., Chambers F.M., Christen J.A., Gallego-Sala A., Harrison S.P., Hughes P.D.M. , Jackson S.T., Korhola A., Mauquoy D., Mitchell F.J.G., Prentice I.C., van der Linden M., De Vleeschouwer F., Yu Z.C., Alm J., Bauer I.E., Corish Y.M.C., Garneau M., Hohl V., Huang Y., Karofeld E., LeRoux G., Loissel J., Moschen R. , Nichols J.E., Nieminen T.M., MacDonald G.M., Phadtare N.R., Rausch N., Silasoo Ü., Swindles G.T., Tuittila E.-S. , Ukonmaanaho L., Väliranta M., van Bellen S., van Geel B., Vitt D.H., and Zhao Y. 2013. Climate-related changes in peatland carbon accumulation during the last millennium. *Biogeoscience* 10: 929–944.
- Chivers M.R., Turetsky M.R., Waddington J.M., Harden J.W., McGuire A.D. 2009. Effects of experimental water table and temperature manipulations on ecosystem CO₂ fluxes in an Alaskan rich fen. *Ecosystems* 12: 1329–1342.

- Couwenberg J., Fritz C. 2012. Towards developing IPCC methane 'emission factors' for peatlands (organic soils). *Mires and Peat* 10: 1–17.
- Couwenberg J., Thiele A., Tanneberger F., Augustin J., Bärtsch S., Dubovik D., Ljashchynskaya N., Michaelis D., Minke M., Skuratovich A., Joosten H. 2011. Greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674: 67–89.
- Delarze R., Gonseth Y., Eggenberg S. 2015. *Lebensräume der Schweiz*. Ott Verlag, Bern.
- Dengler, J., Bedall, P., Bruchmann, I., Hoefl, I. & Lang, A. 2004. Artenzahl-Areal-Beziehungen in uckermärkischen Trockenrasen unter Berücksichtigung von Kleinstflächen – eine neue Methode und erste Ergebnisse. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein* 32: 20–25.
- Drösler M., Kraut M. 2020. Klimaschutz durch Moorschutz – im Klimaprogramm Bayern (KLIP 2020/2050). *ANLiegen Natur* 42(1): 31–38.
- DuRietz G.E. 1954. Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der Nord- und Mitteleuropäischen Moore. *Vegetatio* 5-6:274–309
- Edom, F. 2001. Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht (chorische Betrachtung). In: M. Succow M., Joosten H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2. Auflage, Schweizerbart, Stuttgart. 185-228.
- Essl F., Dullinger S., Moser D., Rabitsch W., Kleinbauer I. 2012. Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation* 21:655–669.
- Frolking S., Talbot J., Jones M.C., Treat C.C., Kauffmann J.B., Tuittila E.-S., Roulet N. 2011. Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environmental Review* 19: 371–396.
- Gallego-Sala A.V., Booth R.K., Charman D.J., Prentice I.C., Yu Z. 2016. Peatlands and climate change. In: Bonn A., Alott T., Evans M., Joosten H., Stoneman R. (Hrsg.): *Peatland Restoration and Ecosystem Services*. Cambridge University Press, Cambridge. 129–150.
- Gallego-Sala A.V., Charman D.J., Brewer S., Page S.E., Prentice I.C., Friedlingstein P., Moreton S., Amesbury M.J., Beoiman D.W., Björk S., Blyakharchuk T., Bochicchio C., Booth R.K., Bunbury J., Camill P., Carless D., Chimner R.A., Clufford M., Crssey E., Courtney-Mustaphi C., De Vleeschouwert F., de Jong R., Fialkiewicz-Koziel B., Finkelstein S.A., Gareau M., Githubi E., Hribjilan J., Homquist J., Hghes P.D.M., Hones C., Jones M., Karofeld E., Kleinn E.S., Kokfelt U., Korhola A., Lacourse T., LeRoux G., Lamentowicz M., Large D., Lavoie M., Loisel J., Mackay H., MacDonald M., Makila M., Magnan G., Marchant R., Marcisz K., Marinez Cortizas A., Massa C., Mathijssen P., Mauquoy D., Mighall T., Michtel F.J.G., Moss P., Nochols J., Oksanen P.O., Orme L., Packalen M.S., Robinson S., Roland T.P., Sanderson N.K., Sannel A.B.K., Silva-Sanchez N., Steinberg N., Swidles G.T., Turner T.E., Uglow J., Väli-ranta M., van Bellen S., van der Linden M., van Gel B., Wang G., Yu Z., Zaragoza-Castells J., Zhao Y. 2018. Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland carbon sink with warming. *Nature Climate Change* 8: 907–913.
- Gerdol R., Bragazza L., Brancaloni L. 2008. Heatwave 2003: high summer temperature, rather than experimental fertilization, affects vegetation and CO₂ exchange in an alpine bog. *New Phytologist* 179. 142–154.
- Gimmi U., Lachat T., Bürgi M. 2011: Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swisslowlands 1850–2000. *Landscape Ecology* 26: 1071–1083.

- Glatzel S., Koebisch F., Beetz S., Hahn J., Richter P., Jurasinski G. 2011. Massnahmen zur Minderung der Treibhausgasfreisetzung aus Mooren im Mittleren Mecklenburg. *Telma* Beiheft 4: 85-106
- Godwin H. 1940: Pollen analysis and forest history of England and Wales. *New Phytologist* 39(4): 370-400
- Goral F., Müller J. 2010. Auswirkungen des Waldumbaus im Waldgebiet der Schorfheide auf die Entwicklung der Grundwasserhöhen und den Zustand der Waldmoore. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 19(3, 4): 158–166.
- Grosvernier P. 2007. Leben im Moor. Heimat seltener Biotopspezialisten. *Hotspot* 15: 12–13.
- Grosvernier P., Montavon C., Pottier Y., Küchler M., Bergamini A., Brunner P., Hunkeler D., Gianni G., Urech M., Lugon A., Münster M., Guber C. 2018. Maintien des ressources en eau dans le bassin versant des biotopes marecageux d'importance nationale. *LIN'eco, Reconvilier*.
- Gubler L. 2017. Klimaschutz durch Hochmoorrenaturierung. *N+L Inside* 17(3): 24–27.
- Gunnarsson U. 2005. Global patterns of *Sphagnum* productivity. *Journal of Bryology* 27: 269–279.
- Heijmans M.M.P.D., Arp W.J., Berendse F. 2001a. Effects of elevated CO₂ and vascular plants on evapotranspiration in bog vegetation. *Global Change Biology* 7: 817–827.
- Heijmans M.M.P.D., Berendse F., Arp W.J., Masselink A.K., Klees H., De Visser W., Van Breemen N. 2001b. Effects of elevated carbon dioxide and increased nitrogen deposition on bog vegetation in the Netherlands. *Journal of Ecology* 89: 268–279.
- Heijmans M.M.P.D., Klees H., De Visser W., Berendse F. 2002. Response of a *Sphagnum* bog plant community to elevated CO₂ and N supply. *Plant Ecology* 162: 123–134.
- Hiraishi T., Krug T., Tanabe K., Srivastava N., Jamsranjav B., Fukuda M., Troxler T. 2014. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. IPCC, Geneva.
- Holden J., Evans M.G., Burt T.P., Horton M. 2006. Impact of land drainage on peatland hydrology. *Journal of Environmental Quality* 35: 1764–1778.
- Holthausen N., Stoiber T., Holthausen N. 2018. Klimawandel im Kanton Zürich. Massnahmenplan Anpassung an den Klimawandel. Baudirektion des Kantons Zürich, Zürich.
- Hutter N., Holthausen N., Holthausen N. 2018. Klimawandel im Kanton Zürich. Massnahmenplan Verminderung der Treibhausgase. Baudirektion des Kantons Zürich, Zürich.
- Ingram H.A.P. 1983. Hydrology. In: Gora A.J.P. (Hrsg.): *Ecosystems of the World 4A, Mires: Swamp, Bog Fen and Moor*. Elsevier, Amsterdam. 67–158
- IPCC 2000. *Emissions scenarios - special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC 2013. *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC Climate Change 2014. Synthesis Report. IPCC, Geneva.
- Jamin A., Holderegger R., Gimmi U., Peintinger M., Bergamini A. 2019. Aussterbeschuld in Zürcher Feuchtgebieten. *N+L Inside* 19(3): 24–27.
- Jamin A., Peintinger M., Gimmi U., Holderegger R., Bergamini A. 2020. Evidence for a possible extinction debt in Swiss wetland specialist plants. *Ecology and Evolution* 10: 1264–1277.

- Jassey V.E.J., Signarbeux C. 2019: Effects of climate warming on *Sphagnum* photosynthesis in peatlands depend on peat moisture and species-specific anatomical traits. *Global Change Biology* 25: 3859–3870.
- Joosten, H., Couwenberg, J., 2008. Peatlands and carbon. In: Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T., Silviu, M. (Hrsg.): *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur & Wetlands International, Wageningen. 99–117.
- Joosten H., Sirin A., Couwenberg J., Laine J., Smith P. 2016. The role of peatland in climate regulation. In: Bonn A., Alott T., Evans M., Joosten H., Stoneman R. (Hrsg.): *Peatland Restoration and Ecosystem Services*. Cambridge University Press, Cambridge. 63–76.
- Joosten H., Tanneberger F., Moen A. (2017) *Mires and peatlands of Europe*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart.
- Kaule G., Peringer A., Wiedman K., Kaule B., Kaule R. 2015. Die Entwicklung der Übergangs- und Hochmoore im südbayerischen Voralpengebiet im Zeitraum 1969 bis 2013 unter Berücksichtigung von Nutzungs- und Klimagradien. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.
- Kimmel K., Mander Ü. 2010. Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration. *Progress in Physical Geography* 34: 491–514.
- Klotz S., Settele J. 2017. Biodiversität. In: Brasseur G.P., Jacob D., Schuck-Zöller S. (Hrsg.) *Klimawandel in Deutschland – Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven*. Springer, Berlin. 151–160.
- Kokkonen N.A.K., Laine A.M., Laine J., Vasander H., Kurki K., Gong J., Tuittila E.-S. 2019. Responses of peatland vegetation to 15-year water level drawdown as mediated by fertility level. *Journal of Vegetation Science* 30: 1206-1216
- Küchler M., Küchler H., Bergamini A., Bedolla A., Ecker K., Feldmeyer-Christe E., Graf U., Holderegger R. 2018. *Moore der Schweiz. Zustand, Entwicklung, Regeneration*. Haupt, Bern.
- Lachat T., Pauli D., Gonseth Y., Klaus G., Scheidegger C., Vittoz P., Walter T. 2010. *Der Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haben wir die Talsohle erreicht?* Haupt, Bern.
- Laine J., Vasander H. 1996. Ecology and vegetation gradients of peatlands. In: Vasander H. (Hrsg.): *Peatlands in Finland*. Finnish Peatland Society, Helsinki: 10–19.
- Lamentowicz M., Gałka M., Marcisz K., Słowiński M., Kajukał-Drygalska K., Druguet Dayras M., Jassey V.E.J. 2019. Unveiling tipping points in long-term ecological records from *Sphagnum*-dominated peatlands. *Biological Letters* 15: 20190043.
- Lindsay R. 2010. *Peatbogs and carbon: a critical synthesis to inform policy development in oceanic peat bog conservation and restoration in the context of climate change*. Technical Report. University of East London, London.
- Liu W., Grootjans A.P., Everts H., Fritiz C., de Vries N. 2020. Estimation of greenhouse gas emission reductions based on vegetation changes after rewetting in Drentsche Aa brook valley. *Mires and Peat* 26: 1-14.
- Luthardt V., Meier-Uhlherr R., Schulz C. 2010. Moore unter Wassermangel? Entwicklungstrends ausgewählter naturnaher Moore in den Wäldern des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin unter besonderer Berücksichtigung ihrer naturräumlichen Einbettung und des Witterungsverlaufs der letzten 16 Jahre. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 19(3, 4): 146–157.

- Maljanan M., Sigurdsson B.D., Guðmundsson J., Oskarsson H., Huttunen J.T., Martikainen P.J. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries: present knowledges and gaps. *Biogeosciences* 7: 2711–2738.
- Marcisz K., Kołaczek P., Gałka M., Diakonu A.-C. 2020. Exceptional hydrological stability of a Sphagnum-dominated peatland over the late Holocene. *Quaternary Science Reviews* 231: 106180.
- Minayeva T.Y., Sirin A.A. 2012. Peatland biodiversity and climate change. *Biology Bulletin Reviews* 2: 164–175.
- Mitchell E.A.D., van der Knaap W.O., van Leeuwen J.F.N., Buttler A., Warner B.G., Gobat J.-M. 2011: The palaeoecological history of the Praz-Rodez bog (Swiss Jura) based on pollen, plant macrofossiles and testate abmoebae (Protozoa). *The Holocene* 11(1): 65-80
- Moore T.R. 1989. Growth and net production of *Sphagnum* at five fen sites, subarctic eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 67: 1203–1207.
- Myhre G., Shindell D., Bréon F.-M., Collins W., Fuglestvedt J., Huang J., Koch D., Lamarque J.-F., Lee D., Mendoza B., Nakajima T., Robock A., Stephens G., Takemura T., Zhang H. 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P.M. (Hrsg.): *Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge. 659–740.
- Nichols J.E., Peteet D.M. 2019. Rapid expansion of northern peatland and doubled estimate of carbon storage. *Nature Geoscience* 12: 917–921
- Paul S. 2013. Moorregeneration als Klimaschutzmassnahme: eine Recherche zur neuen Kyoto-Aktivität Wetland Drainage and Rewetting. BAFU, Bern.
- Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayeva T., Silviu M., Stringer L. 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate change – Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur & Wetlands International, Wageningen.
- Pinceloup N., Poulin M., Brice H.H., Pellerin S. 2020. Vegetation changes in temperate ombrotrophic peatlands over a 35 year period. *PLOS ONE* | <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229146>
- Pope, V. D., Gallani, M. L., Rowntree, P. R., and Stratton, R. A. (2000). The impact of new physical parametrizations in the hadley centre climate model: Hadam3. *Climate Dynamics* 16:123–146.
- Price J., Evans C., Evans M., Allot T., Shuttleworth E. 2016: Peatland restoration and hydrology. In: Bonn A., Alott T., Evans M., Joosten H., Stoneman R. (Hrsg.): *Peatland Restoration and Ecosystem Services*. Cambridge University Press, Cambridge. 77–94.
- Raghoebarsing A.A., Smolders A.J.P., Schmid M.C., Rijpstra W.I.C., Wolters-Arts M., Derksen J., Jetten M.S.M., Schouten S., Sinninghe Damsté J.S., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M., Op den Camp H.J.M., Strous M. 2005. Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. *Nature* 436, 1153-1156.
- Robroek B.J.M., Jassey V., Payne R. J., Martí M., Bragazza L., Bleeker A., Buttler A., Caporn S., Dise N. B., Kattge J., Zając K., Svensson B. H., van Ruijven J., Verhoeven J. 2017. Taxonomic and functional turnover are decoupled in European peat bogs. *Nature Communications* 8: 1161.

- Rogiers N., Conen F., Fuger M., Stöckli R., Eugster W. 2008. Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology* 14: 2613–2625.
- Roulet N.T., Lafleur P.M., Richard P.J.H., Moore TR., Humphreys E.R., Bubier J. 2007. Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology* 13: 397–411.
- Rounsevell M., Fischer M., Torre-Marín Rando A., Mader A. (Hrsg.) 2018. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn.
- Rydin H., Jørgensen J.K. 2013. *The biology of peatlands*. Oxford University Press, Oxford.
- Solantie R. 1999. Charts of the climatic impact of the drainage of mires in Finland. *Suo* 50 (3–4): 103–117.
- Sperle T., Brühlheide, H. 2021. Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions* 27: 282–295.
- Stamm M. 2019. Assessing climate change impacts on the vegetation of the Canton of Zurich. Master Thesis ETHZ, Zürich. 216 S.
- Suyama Y., Kawamuro K, Kinoshita I, Yoshimura K. Tsumura Y. Takahara H. 1996: DNA sequence from a fossil pollen of *Abies* spp. from Pleistocene peat. *Genes and Genetic Systems* 71: 145–149
- Swindles G.T., Morris P.J., Mullan D.J., Payne R.J., Roland T.P., Amesbury M.J., Lamentowicz M., Turner T.E., Gallego-Sala A., Sim T., Barr I.D., Blaauw M., Blundell A., Chambers F.M., Charman D.J., Feurdean A., Galloway J.M., Gałka M., Green S.M., Kajokalo K., Karofeld E., Korhola A., Lamentowicz Ł., Langdon P., Marcisz K., Mauquoy D., Mazei Y.A., McKeown M.M., Mitchell E.A.D., Novenko E., Plunkett G., Roe H.M., Schoning K., Sillasoo Ü, Tsyganov A.N, van der Linden M., Väliranta M., Warner B. 2019. Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience* 1: 922–928.
- Tacke B. 1930. Die Humusböden der gemässigten Breiten. In: Blanck E. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenlehre IV. Klimatische Bodenbildung und fossile Verwitterungsdecken*. Springer, Berlin. 124–224.
- Trepel M. 2008. Zur Bedeutung von Mooren in der Klimadebatte. *Jahresbericht des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2007/08*: 61–74.
- van der Sanden W. 1996. Mumien aus dem Moor. Die vor- und frühgeschichtlichen Moorleichen aus Nordwesteuropa. *Batavian Lion International*, Amsterdam.
- Vitt D.H. 2006. Functional characteristics and indicators of boreal peatlands. In Wieder R.K., Vitt D.H. (Hrsg.): *Boreal peatland ecosystems*. Springer, Berlin. 2–24.
- Weber C.A. 1902. Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoors von Augstimal im Memeldelta. *Verlagsbuchhandlung Paul Parey*, Berlin.
- Woillard G. 1978: Grande Pile peat bog: a continuous pollen record for the last 140'000 years. *Quaternary Research* 9: 1–21
- Wüst-Galley C., Grünig A., Leifeld J. 2020. Land use-driven historical soil carbon losses in Swiss peatlands. *Landscape Ecology* 35: 173–187.
- Yu Z., Loisel J., Brosseau D.P., Beilman D.W., Hunt S.J. 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters* 37: L13402.

Yu Z., Beilman D.W., Frohking S., MacDonald G.M., Roulet N.T., Camill P., Charman D.J.2011.
Peatlands and their role in the global carbon cycle. *Eos* 92: 97–108.