Bewirtschaftete Niedermoore - Klimaretter oder Klimakiller?

N. Wrage-Mönnig, J. Müller
Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Grünland und Futterbauwissenschaften, Justus-von-Lieig-Weg 6, 18059 Rostock;
nicole.wrage-moennig@uni-rostock.de

Einleitung und Problemstellung

Moorgebiete erbringen zahlreiche Ökosystemleistungen. Auf nur 3,8 % der globalen Landfläche speichern sie etwa ein Drittel (450-650 Gt C) des globalen Bodenkohlenstoffs (Scharlemann et al. 2014, UNEP 2022). Intakte Moorgebiete regulieren Wasserflussmengen und Wasserqualitäten und haben so deutliche Auswirkungen auf der Landschaftsebene, Darüber hinaus beherbergen sie hochspezialisierte Tier- und Pflanzenarten (Bonn et al. 2016, Joosten et al. 2017, Leifeld und Menichetti 2018, UNEP 2022).

Weltweit wurden etwa 12 % der ursprünglichen Moorfläche entwässert, zunächst hauptsächlich in den gemäßigten und borealen Regionen, in jüngster Zeit aber auch in den Tropen (Joosten und Clarke 2002, UNEP 2022, Fluet-Chouinard et al. 2023). Durch Entwässerung werden Moore von Nettotreibhausgassenken zu Nettotreibhausgasquellen, wobei die Emissionen mit sinkendem Grundwasserspiegel zunehmen (Neller 1944, Hiraishi et al. 2014, Evans et al. 2021). Es ist davon auszugehen, dass die Moore der Welt um etwa 1960 von Nettosenken zu Nettoquellen für Treibhausgase (THG) wurden (Leifeld et al. 2019). Die Emissionen aus entwässerten Torfgebieten sind für etwa 4% der globalen anthropogenen THG-Emissionen verantwortlich (UNEP 2022). Hinzu kommen Landabsenkungen von 1-2 cm pro Jahr (Erkens et al. 2016) und Eutrophierung von flussabwärts gelegenem Oberflächen- und Grundwasser (Tiemeyer und Kahle 2014). Viele Moorarten der gemäßigten Breiten sind aufgrund des Lebensraumsverlustes weltweit gefährdet (Tanneberger et al. 2010, Lamers et al. 2015, Directorate-General of the Environment 2016).

In Deutschland wurden etwa 98% aller Moore entwässert (Joosten et al. 2017, Tanneberger et al. 2021b), hauptsächlich für agrarische Nutzungskontexte. Diese mehrheitlich futterbaulich genutzten Moore nehmen nur 7 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche ein, sind aber für 43 % der nationalen THG-Emissionen des Agrarsektors verantwortlich (basierend auf der nationalen Berichterstattung, Umweltbundesamt 2022). Die Auswirkungen der Moorentwässerung sind in den moorreichen Regionen Norddeutschlands besonders groß. In Mecklenburg-Vorpommern (MV) machen Moore 13 % der Landfläche aus und emittieren jährlich 8,4 Mio. t CO_2-Äquivalente (Umweltbundesamt 2022), was sie sogar zur größten Einzelquelle für THG-Emissionen in diesem Bundesland macht (Hirschelmann et al. 2020).

Moorschutz und Moorrenaturierung sind daher von zentraler Bedeutung, um die Ziele Deutschlands im Hinblick auf Klimaschutz, Umwelt- und Artenschutz auf nationaler und internationaler Ebene zu erreichen (Tanneberger et al. 2021a, Bundesumweltministerium 2022). In Europa sind bisher etwa 2.000 km² Moorfläche wiedervernässt worden, d.h. ca. 1% der entwässerten Moorfläche (Joosten et al. 2017). In Deutschland wurden ca. 700 km², d.h. ca. 4 % der Moorfläche, wiedervernässt (Scherfose 2021). In MV sind >300 km², d.h. ca. 10 % der Moorfläche, wiedervernässt.

Doch lassen sich Wiedervernässung und Bewirtschaftung überhaupt vereinbaren? Und was passiert nach der Wiedervernässung – sind die entstehenden Systeme wirklich Klimaretter?

Entstehung von Treibhausgasen im Moor

Treihausgase entstehen im entwässerten Moor durch die Zersetzung des organischen Materials. So steigen vor allem die CO_2-Emissionen nach Entwässerung an. In den häufig nährstoffreichen Niedermooren können auch die Emissionen von Lachgas (N_2O) je nach Feuchte und Stickstoffgehalt steigen. Methanemissionen (CH_4) hingegen treten eher bei höheren Wasserständen und im wiedervernässten Moor auf. Da Wasserstände auch die Vegetation beeinflussen, gibt es verschiedene Methoden, die Emissionen mit Hilfe von Biotoptypen bzw. der Vegetation als Indikatoren abzuschätzen (Couwenberg et al. 2011, Höper 2022, Tanneberger et al. 2024).

Unter bestimmten Umständen können Böden zumindest zeitweise auch als Senke für die drei genannten THG dienen. Für CO_2 und CH_4 ist dies schon länger bekannt. Doch auch für N_2O konnte eine Senkenfunktion für verschiedene drainierte und wiedervernässte Moore in MV sogar über längere Zeiträume nachgewiesen werden (Berendt et al. 2023). Während die Emissionen von CO_2 und CH_4 hauptsächlich vom Wasserstand abhängen (Evans et al. 2021), sind es beim N_2O eher

Schwankungen im Wasserstand und Nährstoffgehalte, die eine Rolle spielen (Berendt und Wrage-Mönnig 2023).
Wenn bei wiedervernässten Mooren nun die CH_4-Emissionen höher sind, bei drainierten aber die CO_2-Emissionen, und die N_2O-Emissionen nicht nur vom Wasserstand beeinflusst werden, wirkt dann eine Wiedervernässung wirklich reduzierend auf die THG-Emissionen insgesamt? Günther et al. (2020) haben hierzu mit Hilfe eines Modells globale Szenarien für die künftige Bewirtschaftung von Torfgebieten anhand von Flächendaten aus der Global Peatland Database verglichen. Dabei wurde deutlich, dass die nach der Wiedervernässung erhöhten CH_4-Emissionen die Anstrengung um insgesamt verringerte THG-Emissionen nicht untergräbt. Stattdessen wird durch eine Verschiebung der Wiedervernässung der langfristige Erwärmungseffekt durch fortgesetzte CO_2-Emissionen verstärkt (Günther et al. 2020). Eine Erhöhung des Grundwasserspiegels und damit Verringerung der mittleren jährlichen effektiven Grundwassertiefe (also der mittleren Mächtigkeit des belüfteten Torfkörpers) soll bis zu einer Tiefe von 30 cm die Emissionen von CO_2 und CH_4 um 3 t CO_2-Äquivalente pro Hektar und Jahr reduzieren und bei höheren Grundwasserständen bis zu 10 cm mittlerer jährlicher effektiver Grundwassertiefe weiter reduzieren (Evans et al. 2021).

Das Moor nach der Wiedervernässung

Die Wiedervernässung entwässerter Moore stoppt die Torfoxidation und den Kohlenstoffverlust (Couwenberg et al. 2011, Wilson et al. 2016, Tiemeyer et al. 2020, Günther et al. 2020). Sie kann auch zu einer erneuten Kohlenstoffsequestrierung führen (Zerbe et al. 2013, Minke et al. 2016, Mrotzek et al. 2020). Es entstehen jedoch Ökosysteme, die sich in mehreren Parametern von den naturnahen Mooren unterscheiden (Kreyling et al. 2021).
Insbesondere in stark gestörten und lange entwässerten Niedermooren der gemäßigten Zonen gelingt es bei der Wiedervernässung häufig auch über Jahrzehnte hinweg nicht, funktionsfähige Moore wiederherzustellen, und die Gründe für den Erfolg oder Misserfolg der Wiedererreichung torfbildender Bedingungen sind nach wie vor nicht klar (Kreyling et al. 2021, Antonijević et al. 2023). Die Oxidation während der Entwässerung verändert die physikalischen Parameter des Torfs größtenteils irreversibel, was z.B. zu einer verringerten hydraulischen Leitfähigkeit und Speicherkapazität führt (Lennartz und Liu 2019). Dies wiederum erhöht die Schwankungen des Grundwasserspiegels verglichen mit unberührten Mooren. Die damit einhergehende höhere Wahrscheinlichkeit periodischer Überflutungen kann starke Methanemissionen hervorrufen (Hahn et al. 2015, Franz et al. 2016), die mit veränderten mikrobiellen Gemeinschaften korrespondieren (Wen et al. 2018, Weil et al. 2019).
Darüber hinaus ist die Nährstoffverfügbarkeit nach der Wiedervernässung deutlich höher als in natürlichen Mooren, vor allem aufgrund der rezenten Torfmineralisierung und -düngung während der Entwässerungsperiode (Zak und Gelbrecht 2007, Lamers et al. 2015) sowie der Mobilisierung von Phosphor durch die Wiedervernässung (Smolders et al. 2006, Emsens et al. 2017). Infolgedessen erholen sich mikrobielle (Emsens et al. 2020) und pflanzliche (Klimkowska et al. 2019) Gemeinschaften nur in mäßig gestörten Ökosystemen rasch zu ihrem Zustand vor der Entwässerung. Die neuen Ökosysteme, die nach der Wiedervernässung lange drainierter Moore entstehen, sind noch nicht gut verstanden. Es gibt aber momentan viele Forschungsprojekte, die sich diesen Systemen widmen.
Können und sollen wiedervernässte Moore dennoch bewirtschaftet werden? Aus sozio-ökonomischen Gründen strebt die Politik eine Aufrechterhaltung einer wie auch immer gearteten Weiternutzung an und fördert daher auch die Erforschung und Entwicklung sogenannter Paludikulturen. Es gibt aber auch ökologische Gründe, die gegen einen kompletten Rückzug der landwirtschaftlichen Nutzung aus wiedervernässten Gebietskulissen sprechen. Auch wenn viele Kernbereiche von vernässten Mooren keine ökonomisch realistischen Szenarien für den Futterbau bieten, bedarf es in den nicht ganzjährig vernässbaren Randbereichen einer Naturschutz-orientierten, landschaftspflegerischen Nutzung. Hier ist die Beweidung der naheliegendste Ansatz der Biomassenutzung, da er zwar viel Knowhow, aber weniger Investitionen erfordert. Ein entscheidender Aspekt ist die geschickte zeitliche und räumliche Einbeziehung wiedervernässter Flächen in extensive Weidesysteme, welche die höher gelegenen mineralischen Flanken oder auch Durchragungen als Start- und Rückzugsräume vorsehen. Untersuchungen in einem solchen Gebiet haben gezeigt, dass von Seggen dominierte, vernässte Bereiche nicht für die Beweidung genutzt wurden, bevor die grasdominierten Abschnitte des Moränengebiets erschöpft waren, obwohl der Energiegehalt der von Seggen dominierten Pflanzengemeinschaften im Frühjahr und Frühsommer akzeptabel war (Müller et al. 2021). Der Energiegehalt des Futterangebots erklärte 67 % der

Schwankungen der täglichen Lebendmassezunahme. Ein Weidemanagement müsste in solchen Systemen also dafür sorgen, dass die nicht präferierten Seggenbestände beweidet werden, sobald sie tragfähig genug sind und bevor deren Futterqualität zu stark absinkt. Eine gute Kenntnis der Futterqualitäten der Aufwüchse in verschiedenen Bereichen und Stadien sowie ein darauf abgestimmtes Management ist somit unabdingbar. Eine ausschließliche Beweidung ganzjährig stark vernässter Moore wie der Küstenüberflutungsmoore lässt sich am besten mit Wasserbüffeln bewerkstelligen, wobei deren nachgewiesener Maßen hohe landschaftspflegerische Leistungen auch entsprechend honoriert werden müssen, um die Verfahren ökonomisch nachhaltig zu gestalten.
Photovoltaikanlagen auf wiedervernässten Mooren (Paludi-PV) werden auch als eine Möglichkeit gesehen, Naturschutz mit extensiver Bewirtschaftung bei gleichzeitiger ökonomischer Leistungsfähigkeit zu verknüpfen. Hier fehlen bislang Studien zu den Auswirkungen auf die ökonomische, soziale und ökologische Nachhaltigkeit.

Schlussfolgerungen

Bewirtschaftete Moore stellen nach Wiedervernässung zumeist Treibhausgassenken dar. Allerdings ist die Transition insbesondere auf vorher lange drainierten Standorten langwierig und es entstehen zunächst neue Ökosysteme, die noch nicht gut verstanden sind. Für eine Futternutzung nach Wiedervernässung sind besondere standörtliche und betriebsstrukturelle Voraussetzungen erforderlich. Das Ausmaß der Wiedervernässung und die Bereitschaft, sich auf neue und produktionstechnisch sehr herausfordernde Nutzungssysteme einzulassen, wird über den Umfang der futterbaulichen Nutzung wiedervernässter Moore entscheiden.

Literatur

Antonijević, D., Hoffmann, M., Prochnow, A., Krabbe, K., Weituschat, M., et al. (2023): The unexpected long period of elevated CH_4 emissions from an inundated fen meadow ended only with the occurrence of cattail (*Typha latifolia*). *Glob. Change Biol*. 29: 3678–3691. doi: 10.1111/gcb.16713.

Berendt, J., Jurasinski, G. & Wrage-Mönnig, N. (2023): Influence of rewetting on N_2O emissions in three different fen types. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 125: 277–293. doi: 10.1007/s10705-022-10244-y.

Berendt, J. & Wrage-Mönnig, N. (2023). Denitrification is not Nnecessarily the main source of N_2O from rewetted fens. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 23: 3705–3713. doi: 10.1007/s42729-023-01291-7.

Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (2016): Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice. Cambridge University Press, Cambridge.

Bundesumweltministerium (2022): Nationale Moorschutzstrategie. bmuv.de. https://www.bmuv.de/PU729 (accessed 6 August 2024).

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärisch, S., et al. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674: 67–89. doi: 10.1007/s10750-011-0729-x.

Directorate-General of the Environment (European Commission) (2016): European Red list of habitats Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. Publications Office of the European Union.

Emsens, W.-J., Aggenbach, C.J.S., Smolders, A.J.P., Zak, D. & van Diggelen, R. (2017): Restoration of endangered fen communities: the ambiguity of iron–phosphorus binding and phosphorus limitation. *J. Appl. Ecol.* 54: 1755–1764. doi: 10.1111/1365-2664.12915.

Emsens, W.-J., van Diggelen, R., Aggenbach, C.J.S., Cajthaml, T., Frouz, J., et al. (2020): Recovery of fen peatland microbiomes and predicted functional profiles after rewetting. *ISME J*. 14: 1701–1712. doi: 10.1038/s41396-020-0639-x.

Erkens, G., van der Meulen, M.J. & Middelkoop, H. (2016): Double trouble: subsidence and CO_2 respiration due to 1,000 years of Dutch coastal peatlands cultivation. *Hydrogeol. J.* 24: 551–568. doi: 10.1007/s10040-016-1380-4.

Evans, C.D., Peacock, M., Baird, A.J., Artz, R.R.E., Burden, A., et al. (2021): Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature* 593: 548–552. doi: 10.1038/s41586-021-03523-1.

Fluet-Chouinard, E., Stocker, B.D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J.R., et al. (2023): Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature* 614: 281–286. doi: 10.1038/s41586-022-05572-6.

Franz, D., Koebsch, F., Larmanou, E., Augustin, J. & Sachs, T. (2016). High net CO_2 and CH_4 release at a eutrophic shallow lake on a formerly drained fen. *Biogeosciences* 13: 3051–3070. doi: 10.5194/bg-13-3051-2016.

Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., et al. (2020): Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nat. Commun*. 11: 1644. doi: 10.1038/s41467-020-15499-z.

Hahn, J., Köhler, S., Glatzel, S. & Jurasinski, G. (2015): Methane Exchange in a coastal fen in the first year after flooding - a systems shift. *PLOS ONE* 10: e0140657. doi: 10.1371/journal.pone.0140657.

Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., et al. (2014): 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands — IPCC.

Hirschelmann, S., Tanneberger, F., Wichmann, S., Reichelt, F., Hohlbein, M., et al. (2020): Moore in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext nationaler und internationaler Klimaschutzziele - Zustand und Entwicklungspotenzial. Faktensammlung. Greifswald.

Höper, H. (2022): Treibhausgasemissionen der Moore und weiterer kohlenstoffreicher Böden in Niedersachsen. *Geofakten* 38: 22 S.

Joosten, H. und Clarke, D. (2002): Wise Use of Mires and Peatlands. Totnes

Joosten, H., Tanneberger, F. und Moen, A. (Hrsg.) (2017): Mires and peatlands of Europe. *Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung*, Stuttgart.

Klimkowska, A., Goldstein, K., Wyszomirski, T., Kozub, Ł., Wilk, M., et al. (2019): Are we restoring functional fens? – The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *PLOS ONE* 14: e0215645. doi: 10.1371/journal.pone.0215645.

Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., et al. (2021): Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nat. Commun*. 12: 5693. doi: 10.1038/s41467-021-25619-y.

Lamers, L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., et al. (2015): Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biol. Rev.* 90: 182–203. doi: 10.1111/brv.12102.

Leifeld, J. und Menichetti, L. (2018): The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nat. Commun.* 9: 1071. doi: 10.1038/s41467-018-03406-6.

Leifeld, J., Wüst-Galley, C. und Page, S. (2019): Intact and managed peatland soils as a source and sink of GHGs from 1850 to 2100. *Nat. Clim. Change* 9: 945–947. doi: 10.1038/s41558-019-0615-5.

Lennartz, B. und Liu, H. (2019): Hydraulic Functions of Peat Soils and Ecosystem Service. *Front. Environ. Sci.* 7. doi: 10.3389/fenvs.2019.00092.

Minke, M., Augustin, J., Burlo, A., Yarmashuk, T., Chuvashova, H., et al. (2016): Water level, vegetation composition, and plant productivity explain greenhouse gas fluxes in temperate cutover fens after inundation. *Biogeosciences* 13: 3945–3970. doi: 10.5194/bg-13-3945-2016.

Mrotzek, A., Michaelis, D., Günther, A., Wrage-Mönnig, N. und Couwenberg, J. (2020): Mass Balances of a Drained and a Rewetted Peatland: on Former Losses and Recent Gains. *Soil Syst.* 4: 16. doi: 10.3390/soilsystems4010016.

Müller, J., Grenzdörffer, G. und Sweers, W. (2021): Space use, herbage selection, and animal performance of grazing heifers on a peaty river valley section. *J. Appl. Anim. Res*. 49: 270–283. doi: 10.1080/09712119.2021.1946066.

Neller, J.R. (1944): Oxidation loss of lowmoor peat in fields with different water tables. *Soil Sci.* 58(3): 195–204. doi: 10.1097/00010694-194409000-00002.

Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R. und Kapos, V. (2014): Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag*. 5: 81–91. doi: 10.4155/cmt.13.77.

Scherfose, V. (2021): Erfolgskontrollen im Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz.

Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Van der Velde, G. und Roelofs, G.J.M. (2006): Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. *Chem. Ecol.* 22: 93–111. doi: 10.1080/02757540600579730.

Tanneberger, F., Abel, S., Couwenberg, J., Dahms, T., Gaudig, G., et al. (2021a): Towards net zero CO_2 in 2050: An emission reduction pathway for organic soils in Germany. *Mires Peat* 27: 1–17. doi: 10.19189/MaP.2020.SNPG.StA.1951.

Tanneberger, F., Berghöfer, A., Brust, K., Hammerich, J., Holsten, B., et al. (2024): Quantifying ecosystem services of rewetted peatlands − the MoorFutures methodologies. *Ecol. Indic.* 163: 112048. doi: 10.1016/j.ecolind.2024.112048.

Tanneberger, F., Flade, M., Preiksa, K. und Schröder, B. (2010). Habitat selection of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* at the western margin of its breeding range and implications for management. *Ibis* 152: 347–358. doi: 10.1111/j.1474-919X.2010.01016.x.

Tanneberger, F., Moen, A., Barthelmes, A., Lewis, E., Miles, L., et al. (2021b): Mires in Europe—Regional Diversity, Condition and Protection. *Diversity* 13: 381. doi: 10.3390/d13080381.

Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., et al. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecol. Indic.* 109: 105838. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105838.

Tiemeyer, B. und Kahle, P. (2014): Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from an artificially drained grassland on organic soils. *Biogeosciences* 11: 4123–4137. doi: 10.5194/bg-11-4123-2014.

Umweltbundesamt (2022): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2022: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar. Umweltbundesamt.

UNEP (2022): Global Peatlands Assessment: The State of the World's Peatlands. UNEP - UN Environ. Programme. http://www.unep.org/resources/global-peatlands-assessment-2022 (accessed 16 November 2023).

Weil, M., Wang, H., Bengtsson, M., Günther, A., Jurasinski, G., et al. (2019): Rewetting of three drained peatlands drives congruent compositional changes in pro- and eukaryotic microbiomes through environmental filtering. *bioRxiv*: 848192. doi: 10.1101/848192.

Wen, X., Unger, V., Jurasinski, G., Koebsch, F., Horn, F., et al. (2018): Predominance of methanogens over methanotrophs in rewetted fens characterized by high methane emissions. Biogeosciences 15: 6519–6536. doi: 10.5194/bg-15-6519-2018.

Wilson, D., Farrell, C.A., Fallon, D., Moser, G., Müller, C., et al. (2016): Multiyear greenhouse gas balances at a rewetted temperate peatland. *Glob. Change Biol.* 22: 4080–4095. doi: 10.1111/gcb.13325.

Zak, D. und Gelbrecht, J. (2007): The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry* 85: 141–151. doi: 10.1007/s10533-007-9122-2.

Zerbe, S., Steffenhagen, P., Parakenings, K., Timmermann, T., Frick, A., et al. (2013): Ecosystem Service Restoration after 10 Years of Rewetting Peatlands in NE Germany. *Environ. Manage*. 51: 1194–1209. doi: 10.1007/s00267-013-0048-2.