

Grünlandverlust – Ursachen und Wirkungen

K. Auerswald

Technische Universität München, Lehrstuhl für Grünlandlehre, 85354 Freising,
auerswald@wzw.tum.de

Einleitung und Problemstellung

Zwischen 1960 und 2018 gingen in Bayern ca. 700.000 ha Grünland mit annähernd jährlich konstanter Rate verloren (Statistisches Jahrbuch, diverse Jahrgänge). Weiterer Verlust ist wahrscheinlich. Als Begründung wird meist eine schlechtere Wirtschaftlichkeit im Vergleich zum Ackerbau angeführt, obwohl dieses Argument nicht schlüssig ist und den Fakten widerspricht. So weisen die Buchführungsergebnisse bayerischer Betriebe in den Jahren 2000 bis 2018 gleich hohe Einkommen sowohl je Fläche als auch je Familienarbeitskraft für Futterbaubetriebe (mit ca. 50% Grünland) wie für Ackerbaubetriebe aus (Schmidtlein und Wolf, 2019). Noch eindeutiger, weil flächenscharf zuordenbar, sind die Bodenschätzungsergebnisse. Noch in den 1950-er Jahren wurden erheblich Anteile der landwirtschaftlichen Flur als Grünland geschätzt. Da diese Schätzung nicht die Realnutzung berücksichtigte, sondern sich nach der profitabelsten Nutzung richtete (Rothkegel, 1950), war auf diesen Flächen offensichtlich Grünland am profitabelsten. Dies gilt bis heute, da auch heute noch Grünland geschätzt wird.

Ursachen des Rückgangs

Um den Rückgang des Grünlandes zu verstehen, ist es notwendig, seine (Ertrag-) Physiologie zu berücksichtigen (siehe Auerswald und Schnyder, 2009). Zum einen zeichnet sich Grünland gegenüber Ackerkulturen dadurch aus, dass während der Wachstumsperiode kontinuierlich Blätter durch Schnitt, Verbiss oder Seneszenz verloren gehen und ersetzt werden müssen. Es gibt aber keinen anderen physiologischen Prozess, der stärker von der Wasserverfügbarkeit abhängig wäre als die Blattentfaltung. Während die Photosynthese erst ab einem Blattwasserpotential von -1,2 MPa eingeschränkt wird, geschieht dies bei der Blattentfaltung bereits ab -0,2 MPa (Kramer und Boyer, 1995). Eine verminderte Wiederbeblätterung wirkt sich auch nach Beseitigung des Wassermangels immer noch auf die Photosyntheseleistung aus, während eine durch Trockenheit eingeschränkte Photosynthese bereits beim nächsten Regen wieder anspringt. Ein durchgehendes Wasserpotential auch in den Sommermonaten von mehr als -0,2 MPa ist aber nur in sehr niederschlagsreichen Gebieten oder bei hoch anstehendem Grundwasser sichergestellt.

Verschärfend kommt ein zweiter physiologisch-anatomischer Grund hinzu. Gräser (aber ebenso beispielsweise Weißklee) sind Vielfache eines Standardbausteins (dem Phytomer), das aus Blatt, Stängel und Wurzel besteht. Jedes neue Blatt, das gebildet wird, erzwingt daher eine neue, an der Stängelbasis ansetzende Bewurzelung und jedes sterbende/entfernte Blatt bewirkt das (verzögerte) Absterben der zugehörigen Wurzeln. Da das Blatterscheinungsintervall gut 150 Gradtage beträgt (Schleip *et al.*, 2013), bedeutet dies, dass im Sommer ca. alle 10 Tage ein neues Phytomer und damit neue, an der Bodenoberfläche beginnende Wurzeln gebildet werden. Dies begrenzt die effektive Durchwurzelungstiefe, die bei Grünland deutlich geringer ist als bei Ackerkulturen (Ad-hoc AG Boden, 2005). Hirl *et al.* (2019) konnten zeigen, dass bei intensiver Kurzrasenweide die Wasserentnahme aus dem Boden im Wesentlichen sogar nur aus 5 bis 15 cm Tiefe erfolgt.

Aus beiden physiologischen Gründen folgt, dass Grünland einen wesentlich höheren Bedarf an leicht verfügbarem Wasser hat. Dies ist außer in niederschlagsreichen Gebieten nur bei hoch anstehendem Grundwasser gegeben. Daher war Wirtschaftsgrünland (nicht Hutungen oder Ödland) immer auf die Talauen und feuchten Standorte angewiesen. Die verbreitete Grundwasserabsenkung in Folge der durch Tulla und seine Nachfolger seit 1817 systematisch betriebenen „Flusscorrectionen“ (Mauch und Zeller, 2008) ermöglichte die Drainage bis in die kleinsten Nebengewässer der Einzugsgebiete. Aus Grünlandstandorten wurden (semiaride) Ackerstandorte mit einer entsprechenden Schädigung des Grünlandertrages. Die schlechtere Wirtschaftlichkeit des Grünlandes ist also nicht dem Grünland zuzuschreiben, sondern der Änderung der Standortseigenschaften. Die Wirtschaftlichkeit des Ackerbaus würde sich ebenso verschlechtern, wenn man Ackerstandorte in Grünlandstandorte umwandeln würde.

Konsequenzen

Die Drainage ehemals produktiver Grünlandstandorte in Folge wasserwirtschaftlicher Erwägungen (Hochwasserschutz, Schiffbarkeit, Energieerzeugung) hat viele einschneidende Konsequenzen (Auerswald et al., 2019). Diese Konsequenzen beeinträchtigen insbesondere den aquatisch-hydrologischen Bereich. Sie werden der Landwirtschaft angelastet, obwohl ihre primäre Ursache in wasserbaulichen Eingriffen liegt, die die Systemeffekte nicht kannte und bis heute ausblendet:

1. Durch den Verlust des Grünlands in Tälern und Senken wurde eine Spezialisierung in Ackerbau- und Tierhaltungsbetriebe möglich. Das dadurch entstandene Nährstoffdefizit der Ackerstandorte („das Grünland ist die Mutter des Ackerbaus“) wurde durch Mineraldünger gedeckt, was einen Nährstoffüberschuss der tierhaltenden Betriebe erzwang und zu den enormen Belastungen der Hydrosphäre mit Stickstoff (Grundwasser und Meere) und Phosphor (Oberflächengewässer) führte (Auerswald, 1997).
2. Die Änderung der Standortseigenschaften brachte die Böden aus dem Gleichgewicht mit ihren Bildungsbedingungen (Jenny, 1941). In der Folge wurde die in ehemals „vernässten“ Grünlandböden gespeicherte organische Substanz mineralisiert und große Mengen an Kohlenstoff in die Atmosphäre und an Stickstoff in die Hydrosphäre entlassen. Van der Ploeg *et al.* (1999) schätzen die Freisetzung durch Grünlandverlust auf 10 t/ha Stickstoff (entsprechend 44 t/ha Nitrat) und 100 t/ha Kohlenstoff (entsprechend 366 t/ha CO₂). Noch mehr setzt die Entwässerung von Niedermooren frei (Schothorst, 1977).

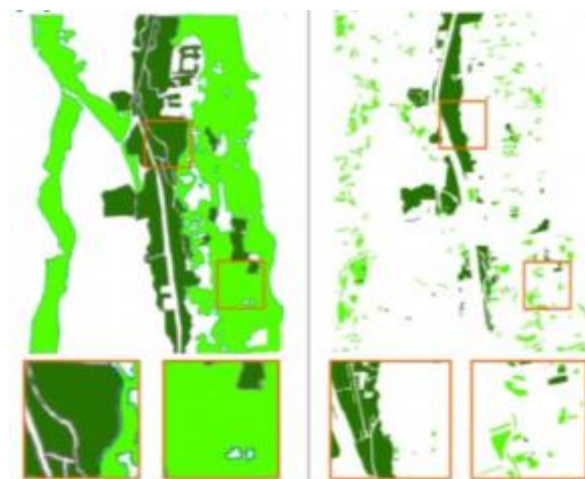


Abb. 1: Vorkommen von Grünland (hell) und Auwald (dunkel) entlang der Flüsse Schmutter, Lech und Friedberger Ach nördlich von Gersthofen um 1860 (links) und 2015 (rechts); nach Auerswald *et al.* (2019). Die Quadrate sind Detailvergrößerungen der weiter oben markierten Bereiche.

3. Das früher durchgehende Grünland der Auenbereiche (Abb. 1), klassische Korridore der Artenwanderung, ist zu Inselbiotopen mit völligem Verlust der Korridorfunktion geworden.

Seit dies in den 1950-er Jahren technisch einfach wurde, legte man in diese Korridore die Straßen, die vormals auf den Kuppen und Schultern geführten worden waren. Das verstärkte die Isolationswirkung weiter.

4. Die vormals artenreichsten, weil durch ein enges Mosaik an trockenen und nassen, produktiven und unproduktiven Standorten gekennzeichneten Auen wurden in Folge der Grundwasserabsenkungen durch eine einheitliche Ackersteppe ersetzt.

5. Die Grundwasserabsenkung ermöglichte und erzwang ökonomisch einen Ackerbau bis an den Gewässerrand mit einem starken Anstieg des Feinmaterialeintrags in die Gewässer. Rechnerisch entspricht der Grünlandverlust seit 1960 einem Verlust von 35 m Pufferstreifen beiderseits sämtlicher Fließgewässer in Bayern. Die Feinmaterialsinken (Auen) wurden so zu Feinmaterialquellen.

6. Durch die unterbundene Überschwemmung der Aue stieg nicht nur der Sedimenteintrag, es entfiel auch die Rückspülung des Interstitials (Kieslückensystem) nach Hochwasserereignissen (Auerswald und Geist, 2018). Die Grundwasserabsenkung erzwang eine Abdichtung des Interstitials der nun schwebenden Fließgewässer. Das Interstitial, obligater Lebensraum insbesondere von Jungformen vieler aquatischer und (semi-) terrestrischer Arten, wurde dysfunktional (Geist und Auerswald, 2007). Dies erklärt, warum die zeitweise aufs Interstitial angewiesenen Artengruppen weitaus stärker als beispielsweise Blütenpflanzen oder Vögel vom Aussterben bedroht sind (Stein, 2000; Abb. 2).

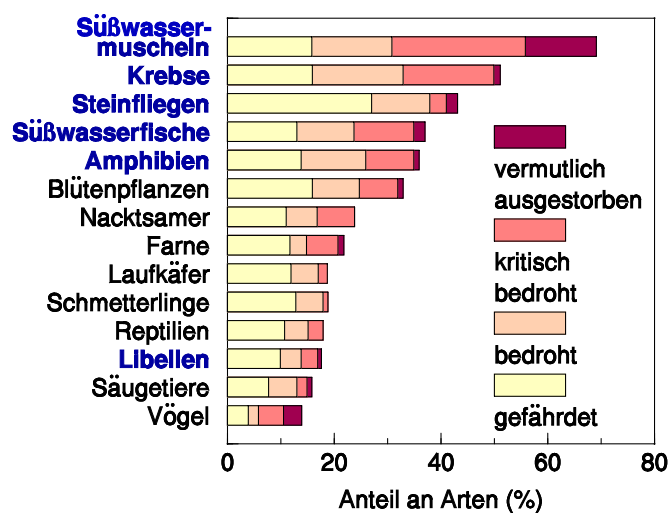


Abb. 2: Anteil gefährdeter Pflanzen und Tiere verschiedener Artengruppen in den USA (nach Stein *et al.*, 2000, verändert); Taxa, die zumindest einen Teil ihres Lebens auf aquatisches Milieu angewiesen sind, sind fett und blau gedruckt. Viele Arten der übrigen Taxa sind auch auf intakte Auenstandorte angewiesen

Schlussfolgerungen

In der Summe hat die Umwandlung von Grünlandstandorten in Ackerstandorte moderne Probleme wie Eutrophierung, Klimawandel und Artensterben massiv befördert und dürfte zumindest bei Eutrophierung und Artensterben die wichtigste Einzelursache sein. Eine Erhaltung oder Restitution von Grünland, wie sie in staatlichen Programmen versucht wird (Umbruchverbot, Förderung von Pufferstreifen etc.), ist ein hilfloses und sinnloses Unterfangen. Eutrophierung, Klimawandel und Artensterben erfordern eine Restitution der Standortseigenschaften von Grünland. Dies ist nur mit Wiedervernässung möglich.

Literatur

Ad-hoc AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 438 S.

- Auerswald, K. (1997): Nährstoffemissionen aus der Pflanzen- und Tierproduktion in die Hydrosphäre. Rundgespräche der Kommission für Ökologie 10: Landwirtschaft im Konfliktfeld Ökologie - Ökonomie. Verlag Pfeil, München, 127-135
- Auerswald K, Geist J. (2018): Extent and causes of siltation in a headwater stream bed: catchment soil erosion is less important than internal stream processes. *Land Degradation and Development* 29, 737-74. <https://doi.org/10.1002/ldr.2779>
- Auerswald, K., Schnyder, H. (2009): Böden als Grünlandstandorte. Kap. 4.2.3 in: Blume, H.-P., Felix-Henningsen, P., Fischer, W.R., Frede, H.-G., Horn, R., Stahr, K. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*, Wiley-VCH, Weinheim. 15 S.
- Auerswald, K., Moyle, P., Seibert, S.P., Geist J. (2019): HESS opinions: Socio-economic and ecological trade-offs of flood management – benefits of a transdisciplinary approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23, 1035–1044. <https://doi.org/10.5194/hess-23-1035-2019>
- Geist, J., Auerswald, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 2299–2316
- Hirl, R., Schnyder, H., Ostler, U., Schäufele, R., Schleip, I., Vetter, S., Auerswald, K., Baca Cabrera, J., Wingate, L., Barbour, M., Ogée, J. (2019): The ¹⁸O ecohydrology of a grassland ecosystem – predictions and observations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23, 2581–2600, <https://doi.org/10.5194/hess-23-2581-2019>.
- Jenny, H. (1941): *Factors of Soil Formation - a System of Quantitative Pedology*, Dover Publications Inc., New York.
- Kramer, P. J., Boyer, J.S. (1995): *Water Relations of Plants and Soils*. Academic Press, San Diego, USA, 495 S.
- Mauch, C., Zeller, T. (2008): *Rivers in History: Perspectives on Waterways in Europe and North America*, University of Pittsburgh Press.
- Rothkegel W. (1950): *Geschichtliche Entwicklung der Bodenbonitierung und Wesen und Bedeutung der deutschen Bodenschätzung*. Ulmer, Stuttgart.
- Schleip, I., Lattanzi F. A., Schnyder H. (2013): Common leaf life span of co-dominant species in a continuously grazed temperate pasture. *Basic and Applied Ecology* 14, 54-63.
- Schmidtlein, E.-M., Wolf, L. (2019): *Buchführungsergebnisse des Wirtschaftsjahres 2017/2018*. LfL-Information, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.
- Schothorst, C. J. (1977): Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands, *Geoderma*, 17, 265–291.
- Stein, B. A., Kutner, L. S., Adams, J. S., Hrsg. (2000): *Precious Heritage: The Status of Biodiversity in the United States*. Oxford University Press, New York.
- van der Ploeg, R. R., Ehlers, W., Sieker, F. (1999): Floods and other possible adverse environmental effects of meadowland area decline in former West Germany, *Naturwissenschaften*, 86, 313–319.