

4.2.3 Böden als Grünlandstandorte

K. AUERSWALD, H. SCHNYDER, Freising-Weihenstephan

4.2.3 Böden als Grünlandstandorte

Inhalt

Zusammenfassung

1	Einleitung	1
2	Verbreitung des Grünlandes	1
3	Wuchs von Grünlandpflanzen	4
4	Ansprüche des Grünlandes an den Boden . . .	7
4.1	Ökophysiologische Grundlagen	7
4.2	Bodenbewertung in der Bodenschätzung	7
5	Wirkungen des Grünlandes auf den Boden . .	9
5.1	Organische Substanz	9
5.2	Nährstoffe	10
5.3	Biodiversität	12
5.4	Bodenschutz	13
6	Literatur	13

4.2.3 Böden als Grünlandstandorte

K. AUERSWALD und H. SCHNYDER, Freising-Weihenstephan

Zusammenfassung

Zonales Grünland der Steppen und Savannen kommt auf etwa einem Viertel der Landoberfläche vor und stellt das flächenmäßig bedeutendste Biom dar. In vielen Ländern wurde das natürliche Grünland wegen der vorzüglichen Eignung seiner typischen Böden (u. a. die Chernozome, Kastanozem der Steppen) durch den Ackerbau ersetzt und anthropogenes Grünland als Ersatzgesellschaft der Wälder geschaffen. Dadurch treten in den Standortsvoraussetzungen zwischen natürlichem und anthropogenem Grünland, v. a. in der klimatischen Wasserbilanz, erhebliche Unterschiede auf. Die Bedeutung des anthropogenen Grünlandes liegt in seiner intensiven Nutzung, während das natürliche Grünland wegen der flächenhaft immer noch großen Verbreitung für globale Stoffkreisläufe bedeutend ist. Die besonderen Ansprüche des Grünlandes an den Boden und seine Wirkungen auf den Boden resultieren aus dem speziellen Graswachstum mit fortlaufender und rascher Erneuerung aller Pflanzenteile, wodurch es zu einer intensiven Beblätterung und Bewurzelung in der Nähe der Bodenoberfläche kommt. Da der Blattaustrieb besonders sensitiv auf Wassermangel reagiert und gleichzeitig der Wurzelraum wegen der ständigen Erneuerung der Wurzeln physiologisch flachgründig ist, entscheidet oft der Wasserhaushalt über die Produktivität. Die oberflächennahe (ober- wie unterirdisch) hohe Biomasseproduktion bestimmt auch die besonderen Wirkungen auf den Boden. Sie ermöglicht eine sehr hohe Artendichte und -diversität, die durch die starke horizontale und vertikale Kompartimentierung weiter gefördert wird. Zu dieser Heterogenität trägt auch das Weidetier bei, das Nährstoffe über eine große Fläche konsumiert und – in Kot und Harn separiert – punktuell wieder ausscheidet und auch noch umverteilt. Die große Produktivität und Verbreitung des Grünlandes führt dazu, dass Grünland mehr als ein Drittel des globalen terrestrischen Vorrats an Kohlenstoff speichert. Im Gegensatz zu anderen Vegetationstypen erfolgt dabei die Speicherung vor allem oberflächennah im Boden. Und schließlich sind die oberflächennahe intensive Beblätterung und Bewurzelung entscheidend für den besonders guten Schutz des Bodens unter Grünland, der z. T. ganz bewusst an besonders kritischen Stellen eingesetzt wird, z. B. in Form von Hangbegrünungen oder begrasteten Abflussmulden. Daraus folgt auch, dass bei Verlust der schützenden Blätter und Wurzeln, z. B. durch Überweidung oder durch Umbruch, die (Erosions-)Gefährdung der Böden stark zunimmt. Gleichzeitig kommt es zu einer Entbindung von Kohlenstoff und Nährstoffen, die die Atmosphäre und Hydrosphäre belasten, und zu einem Verlust an Artenzahl und Abundanz, so dass wesentliche Bodenfunktionen beeinträchtigt werden.

1 Einleitung

Dieses Kapitel betrachtet Böden als Grünlandstandorte im globalen Kontext. International ist dafür der Begriff Grasland gebräuchlich. Dies bringt zum Ausdruck, dass die in diesem Kapitel behandelten besonderen Ansprüche des Grünlandes an den Boden und seine Wirkungen auf den Boden ganz wesentlich durch das spezielle Wuchsverhalten des Grases bedingt sind.

Grünland unterscheidet sich von den anderen Nutzungsformen wie Wald- und Ackerland dadurch, dass die Pflanzen während ihrer Wachstumsperiode entblättert werden und die Blätter wieder ersetzt werden müssen. Diese Entblätterung ist bei Wiesen zeitlich punktuell und nahezu vollständig, bei Weiden partiell aber dafür kontinuierlich. Aufgrund dieser Entblätterung und dem anschließenden Wiederaustrieb hat Grünland besondere Ansprüche an den Boden. Ebenso unterscheiden sich seine Wirkungen auf den Boden von denen der anderen Nutzungsformen.

2 Verbreitung des Grünlandes

Als zonales Biom ist Grünland auf allen Kontinenten außer der Antarktis vertreten (Abb. 1). Es bedeckt etwa ein Viertel der Landoberfläche und stellt damit das flächenmäßig bedeutendste Biom dar. Wenn auch noch die verwandten, ebenfalls beweideten Biome des Buschlandes in den Gebieten mit Mediterran-Klima (Macchia, Chaparral) und der Tundra des Polarklimas mit einbezogen werden, steigt der Anteil sogar auf über 40 % (BARDGETT und COOK, 1998). In den außertropischen Bereichen kommt Grünland vor allem als Steppe in Eurasien, als Prärie in Nordamerika, als Pampa in Südamerika (Süden) und als Veld in Südafrika vor. In den tropischen und subtropischen Bereichen, in Südamerika (Norden), Afrika und in Australien, dominiert der Typ der Savanne. Insgesamt tragen die Savannen etwa doppelt so viel zur Fläche bei wie die Steppen (Tab. 1).

Das Bodenfeuchteregime des natürlichen Grünlandes ist überwiegend semihumid bis semiarid, nur die Feuchtsavannen sind humid (Tab. 1). Mit breitem Ökoton geht das semiaride Grünland in die Halbwüsten und Wüsten über, in denen die Vegetationsdecke so schütter wird, dass Flächenbrände sich nicht mehr ausbreiten können und daher vermehrt Zwergsträucher vorkommen, die in typischen Grasländern vor allem durch den Verbiss und durch Flächenbrände zurückgedrängt werden (WATKINSON und ORMEROD, 2001). Es wird geschätzt, dass natürliche Feuer im humiden Grünland alle 1–3 Jahre und im ariden Grünland alle 1–20 Jahre typisch sind (WHITE et al.,

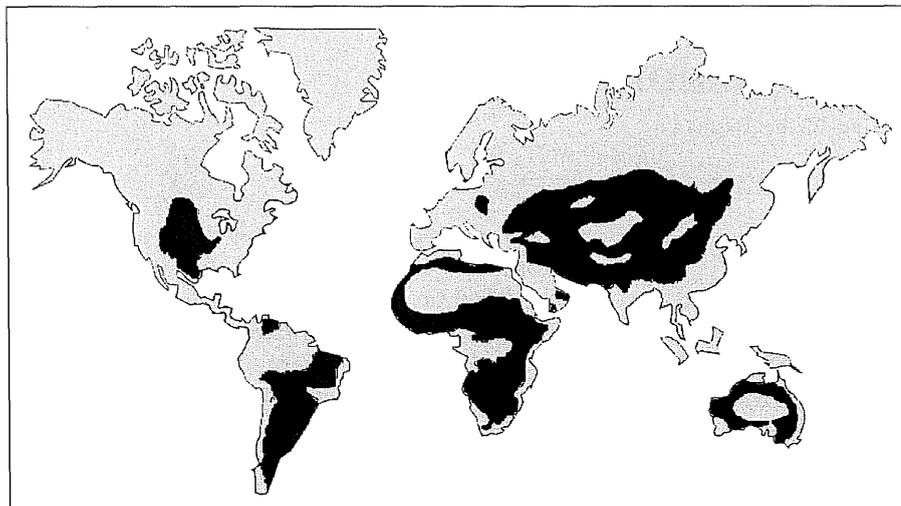


Abb. 1: Globale Verteilung des natürlichen Grünlandes (nach www.windows.ucar.edu, verändert).

2000). Daher ist „black carbon“ (Holzkohle) in den Böden des natürlichen Grünlandes weit verbreitet (z. B. KÜHLBUSCH et al., 1996; RODIONOV et al., 2006). Im Bereich der zonalen Verbreitung des tropischen Grünlandes in Afrika und Australien finden sich vor allem Alfisole, Vertisole und Aridisole, während außerhalb der Tropen in Nord- und Südamerika und in Eurasien sich die Verbreitung des Grünlandbioms zum großen Teil mit der Verbreitung der Pheozeme, Chernozeme und Kastanozeme deckt (BRONGER, 2003; WIECHMANN und BLUME, 2008). Gleichzeitig überlappt die zonale Verbreitung des Grünlandes dort mit dem Vorkommen mächtiger Lößdecken (CHESWORTH, 2007). Wegen der besonderen Fruchtbarkeit dieser Böden ist besonders in Amerika und in Eurasien, dort wo die Niederschläge es zulassen oder eine Bewässerung möglich ist, das natürliche Grünland durch den Ackerbau stark zurückgedrängt worden. Mit der Zunahme des technischen Fortschritts, des Bedarfs an pflanzlichen Nahrungsmitteln für die

menschliche Ernährung und der ackerbasierten Tierproduktion schreitet dieser Prozess weiter voran. So gab es in China Überlegungen, Meerwasser aus dem chinesischen Meer über mehr als 1000 km Entfernung und 1000 Höhenmeter in die mongolische Steppe zu pumpen, dort zu entsalzen und zur Bewässerung zu nutzen.

Neben seiner zonalen Verbreitung kommt das Grünland auch als azonales Biom vor, z. B. als alpine Matten der Hochgebirge und als Salzwiesen im Tidebereich. Intrazonal kommt das Grünland als Folge der Nutzung in allen anderen Zonen vor und findet sich dort vor allem auf den steilen, den nassen, den flachgründigen und den kalten Standorten, die sich für den Ackerbau wenig eignen. Dieses intrazonale Grünland ist im Gegensatz zum natürlichen Grünland anthropogen bedingt. Je nach standörtlichen Gegebenheiten, aber auch der sozio-ökonomisch bedingten Wertschätzung des Grünlandes variiert der Grünlandanteil in verschiedenen Ländern von unter

Tab. 1: Standorteigenschaften zonaler Grünlandbiome (n. PARTON et al., 1995, verändert).

Biom	Globale Fläche [10 ⁶ km ²]	Mittl. Jahrestemp. [°C]	Mittl. Jahresniederschl. [mm/a]	Mittl. Jahresverdunst. [mm/a]	Boden-C 0–20 cm [kg/m ²]
Kalte Wüstensteppe	2,095	–0,3	300	960	5,5
Gemäßigte Steppe	2,943	10,2	300	1040	2,0
Humid gemäßigte Steppe	3,958	9,3	700	1000	7,2
Mediterranraum	0,161	15,7	500	1250	3,0
Trockensavanne	5,109	24,1	400	2000	2,3
Savanne	7,990	23,4	800	1500	4,3
Feuchtsavanne	1,708	27,4	1600	1400	3,3

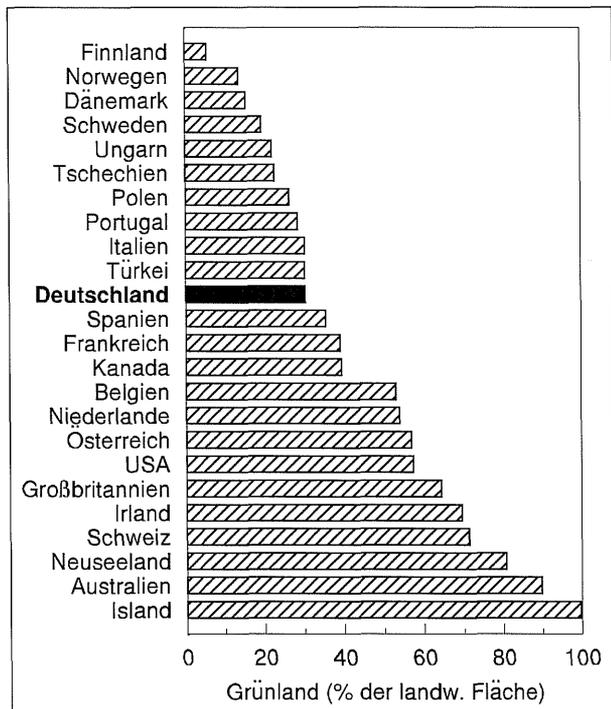


Abb. 2: Anteil des Grünlandes an der landwirtschaftlichen Fläche im Mittel der Jahre 1995–1997 (nach OECD, 2001).

5 % der landwirtschaftlichen Fläche (z. B. in Finnland; Abb. 2) bis zu über 99% (z. B. in Island). In Deutschland liegt der Anteil bei etwa 30 %.

Selbst in Ländern, die über einen potentiell großen Anteil natürlichen Grünlandes verfügen, ist das natürliche Grünland zu einem großen Teil zugunsten der Ackernutzung verschwunden, während das jetzt vorhandene Grünland anthropogen bedingt ist. So ist in den USA trotz eines Grünlandanteils von 55 % (Abb. 2) ca. 97 % der Langgras-Prairie durch Ackerbau und Siedlung verschwunden (UNDP, 2000). Dies ist insofern von Bedeutung, als viele Untersuchungen zum Grünland an anthropogenem Grünland durchgeführt werden, die Standort- und Wachstumsbedingungen von natürlichem und anthropogenem Grünland sich aber wesentlich unterscheiden (Abb. 3). Während das natürliche Grasland mit Ausnahme der Feuchtsavannen durch Trockenstress gekennzeichnet ist, findet sich das anthropogene Grasland vor allem auf den überdurchschnittlich feuchten Standorten.

Während das anthropogene Grünland in manchen Ländern von großer wirtschaftlicher Bedeutung ist, liegt das verbliebene natürliche Grünland häufig in sehr wirtschaftsschwachen Räumen, wie z. B. im zentralasiatischen Hochland. Auch wenn es dort für die

lokale Wertschöpfung zentral ist und z. B. in der Mongolei ein Drittel zum Bruttosozialprodukt beiträgt (UNDP, 2000), spielt es globalwirtschaftlich eine unwesentliche Rolle. Wegen der großen Flächen, die es aber immer noch einnimmt, ist jedoch gerade das natürliche Grünland für globale Stoffkreisläufe von außerordentlicher Bedeutung, und hier kommt wiederum dem Boden als größtem Speicher und Reaktor zentrale Bedeutung zu. Dieses Grünland kann daher im globalen Wandel verstärkend oder dämpfend wirken, weshalb es zunehmend in den Fokus wissenschaftlicher Untersuchungen gerät.

Wegen des starken sozio-ökonomischen Einflusses ändert sich der Grünlandanteil stetig. Beispielsweise variierte er im Bereich der norddeutschen Marschen in Abhängigkeit von den Getreide- und Rindfleischpreisen, die die Vorzüglichkeit der Acker- bzw. Grünlandproduktion bestimmen. Gegenwärtig nimmt der Grünlandanteil vor allem in den Ländern zu, wo Förderprogramme etabliert wurden, um die Biodiversität, nachwachsende Rohstoffe und die Kohlenstoffbindung in Böden zu fördern oder um die Nettoemissionen von Treibhausgasen zu mindern (OECD, 2001). In anderen Ländern nimmt der Grünlandanteil meist ab. Ursache ist häufig der meliorative Fortschritt und eine zunehmend ackerbausierte Tierproduktion, z. B. aufgrund der infrastrukturellen Zergliederung ländlicher Räume. In

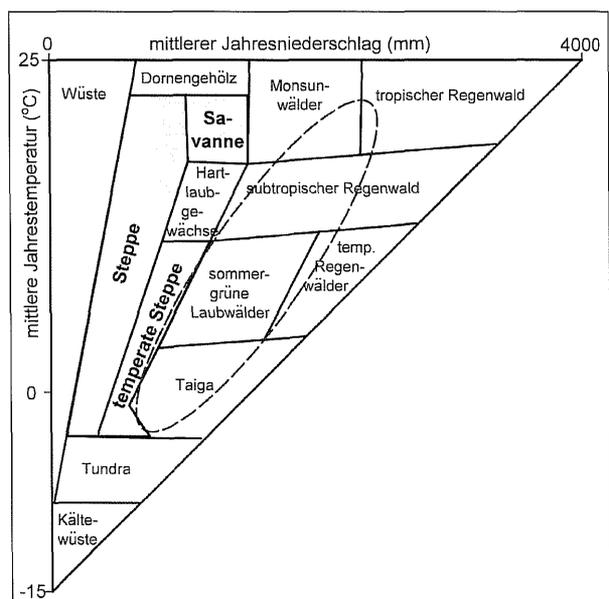


Abb. 3: Terrestrische Vegetationszonen der Klimaxgesellschaften (nach WHITTAKER, 1970); das natürliche Grünland ist grau hinterlegt und der zentrale Bereich des anthropogenen Grünlandes durch eine Ellipse gekennzeichnet.

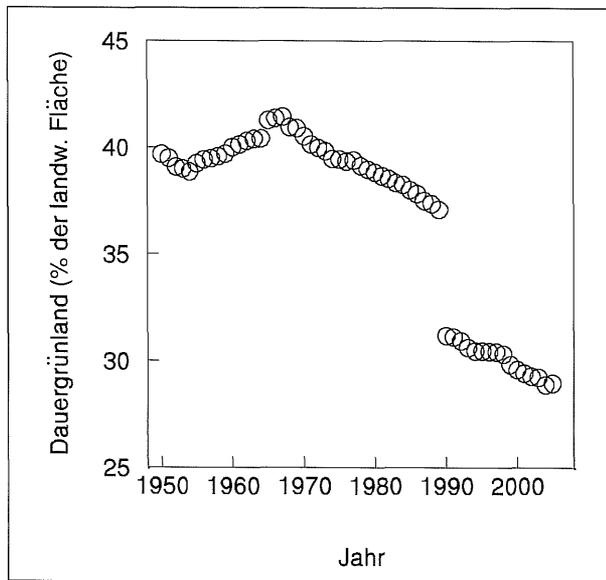


Abb. 4: Anteil des Dauergrünlandes an der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland (Statistisches Jahrbuch, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, diverse Jahre).

Deutschland nimmt das Dauergrünland mit bemerkenswert konstanter Rate seit 1965 ab. Jährlich geht Grünland in Höhe von 0,18 % der landwirtschaftlichen Fläche verloren, was gegenwärtig einem Verlust von 307 km²/a entspricht (Abb. 4). In den östlichen Bundesländern ist vor allem wegen der deutlich weniger positiven klimatischen Wasserbilanz der Anteil des Dauergrünlandes wesentlich geringer, was zu einem Sprung im Anteil an Dauergrünland durch die Wiedervereinigung führte. Ebenfalls stark abgenommen hat das episodische Grünland (z. B. die sogenannte Egart-Bewirtschaftung); es wird allerdings durch die EU-Förderpraxis (Prämienberechtigung) gegenwärtig indirekt wieder gefördert.

3 Wuchs von Grünlandpflanzen

Das Gras als Hauptmassebildner des Grünlandes weist eine sequentielle Entwicklung auf, wobei Blatt- und Wurzelwachstum eng gekoppelt sind. Die besonderen Ansprüche des Grünlandes an den Boden und seine Wirkungen auf den Boden resultieren direkt oder indirekt über die vom Gras lebenden (ober- und unterirdischen) Herbivoren aus dem speziellen Graswachstum, das sich wesentlich vom Wuchsverhalten von Bäumen oder Ackerkulturen unterscheidet. Daher soll zunächst ein kurzer Überblick über das Gras-

wachstum mit Schwerpunkt auf dem Wurzelwachstum gegeben werden.

Wesentliches Charakteristikum des Grünlandes ist die wiederkehrende Entblätterung, die je nach Nutzungsintensität zwischen weniger als einmal pro Jahr in Gebieten mit extensivem Nomadismus und bis zu achtmal pro Jahr bei hochintensiver Nutzung reichen kann. Aber selbst bei Nichtnutzung kommt es zu einem kontinuierlichen Blattverlust durch Seneszenz, da die Blattlebensdauer begrenzt ist. Das Blatterscheinungsintervall (Phyllochron) ist stark temperaturabhängig [z. B. 330 °C-d (Gradtage) thermale Zeit bei *Lolium perenne* (LEMAIRE, 1988) und ca. 50% länger bei *Poa pratensis* (RYSER und URBAS, 2000)]. Bei einem Phyllochron von 330 °C-d und einer Summe von 3300 °C-d während der Vegetationsperiode erscheinen rechnerisch 10 Blätter pro Jahr an jedem Trieb. Allerdings steigt die Blatterscheinungsrate auch je tiefer die Nutzungsebene liegt (YANG et al., 1998). Noch stärker nimmt allerdings die Zahl der Nebentriebe und dadurch auch die Zahl der Blätter mit zunehmender Entblätterungsintensität zu (MATTHEW et al., 2001).

Jeder Grastrieb ist ein Kollektiv von Phytomeren, wobei jedes Phytomer die Anlage für alle Teile der Graspflanze enthält, die aber erst im Laufe der Phytomerenentwicklung aktiviert werden. Die Zahl der Phytomere variiert je nach Art meist zwischen 15 und 20 und nimmt zu, je höher die Nutzungsebene liegt (Abb. 5). Der Trieb wächst, indem vom Apikalmeristem ein neues Phytomer gebildet wird, das zunächst im Stadium des Primordiums verharrt. Das am Anfang von den Blattscheiden der älteren Blätter verhüllte Blattwachstum beginnt meist am sechsten Phytomer von oben und ist zwei Phytomere tiefer abgeschlossen. Die Seneszenz erfolgt dann bereits drei weitere Phytomere tiefer. Der stetige Blattverlust wird also durch eine gleichzeitig ablaufende Blatterneuerung ausgeglichen, weshalb die Zahl der photosynthetisch aktiven Blätter eines Triebes bemerkenswert konstant bei drei bis vier bleibt und zusätzlich ein wachsendes Blatt sichtbar ist (Abb. 5).

Die Organisation des Wurzelsystems von Gräsern entspricht ihrer oberirdischen Organisation, da es im Wesentlichen aus sprossbürtigen Wurzeln (Adventivwurzeln) besteht. Samenbürtige Wurzeln, die bei annuellen Gräsern, z. B. in Getreidebeständen, bedeutend sind, spielen wegen des klonalen Wachstums (vegetative Vermehrung) der meisten Grünlandpflanzen nur eine untergeordnete Rolle. Die Adventivwurzeln entspringen an den Knoten (Nodien) des gedrungenen Triebes. Die Phytomere sind meist mit zwei

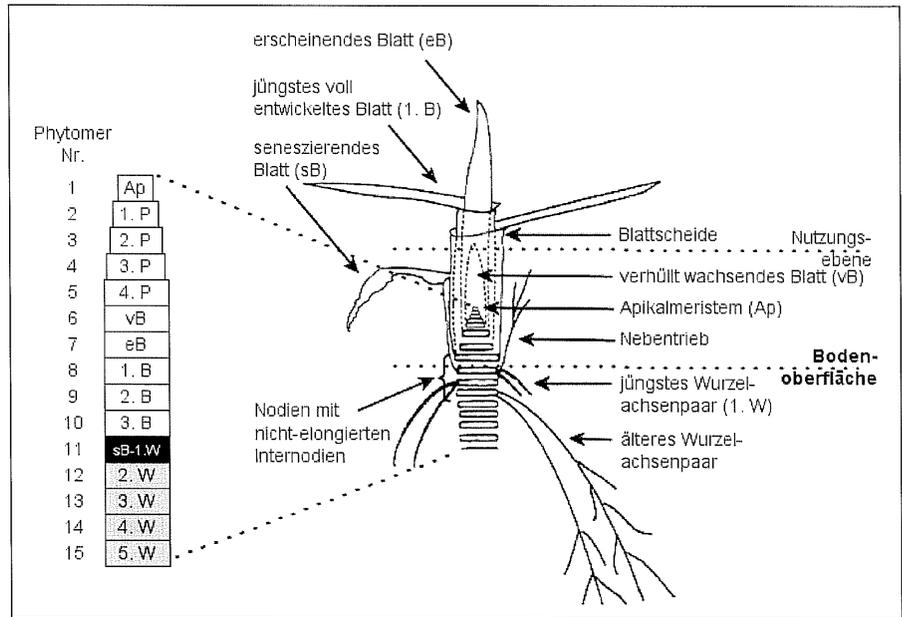


Abb. 5: Aufbau von Gräsern aus Phytomeren als sich wiederholende physio-morphologische Einheiten (n. MATTHEW et al., 2001; YANG et al., 1998, modifiziert). P = Primordium = Blattanlage.

Wurzelknospen ausgestattet. Allerdings werden im Schnitt nur 1,5 Wurzelachsen je Phytomer aktiviert (YANG et al., 1998). Bei 10 Blättern pro Jahr produziert jeder Trieb daher 15 Wurzelachsen pro Jahr. Dies führt zu einer oberflächennahen, intensiven Durchdringung mit Wurzeln und damit zur Stabilisierung des Bodens, die unter keiner anderen Vegetation erreicht wird.

Die Wurzelelongation beginnt erst deutlich nach dem Blatterscheinen an dem Phytomer, dessen Blatt gerade in Seneszenz geht. Daraus wird geschlossen, dass der Metabolit-Transfer oder zumindest das Signal zum Wurzelwachstum aus den Produkten der Blattseneszenz stammt (YANG et al., 1998). Die Endlänge der Wurzelachse wird ca. vier Phytomere später erreicht und die Endlänge der Seitenwurzeln nach sieben Phytomeren (MATTHEW et al., 2001). Wenn es doppelt so viele bewurzelte wie beblätterte Phytomere gibt, ist die Wurzelebendauer doppelt so lang wie die Blattlebensdauer und von den gleichen Einflüssen abhängig. Dadurch ist der Wurzelumsatz hoch, da alle 300–500 °C-d, die im Sommer nach 10–20 Tagen erreicht werden, ein Viertel der Wurzelachsen ersetzt werden muss. Bei 1,5 Wurzelachsen je Phytomer wird jeder Trieb rechnerisch von 10 Wurzelachsen versorgt. Ca. 15–30 % der C-Allokation erfolgt in die Wurzeln (MATTHEW et al., 2001; GRIMOLDI et al., 2006). Mit zunehmender Aridität oder auch Nährstoffmangel verschiebt sich die C-Allokation in Richtung Wurzelraum. Wenn ca. ein

Viertel der Biomasse zum Wurzelwachstum beiträgt und die Wurzel doppelt so lange lebt wie das Blatt, findet sich etwa ebenso viel lebende Biomasse oberwie unterirdisch. Daraus wird häufig der falsche Schluss gezogen, die ober- und unterirdische Produktion wären etwa gleich.

Die maximale Wurzellänge wird begrenzt durch das begrenzte Phytomer-Lebensalter, aber wohl auch weil die Wurzeln der Gräser nicht zum sekundären Dickenwachstum befähigt sind. Nach MATTHEW et al. (2001) können die Wurzelachsen im schwach beweideten, humiden Grünland eine Länge von 2,5 m erreichen. Bei 6000 Trieben/m² fand er eine Gesamtlänge von 82 km/m². Davon waren fast 70 % (56 km/m²) in den obersten 7 cm, weitere 20 km/m² in 7–25 cm Tiefe und 6 km/m² in 25–60 cm Tiefe. JOBBAGY und JACKSON (2000) geben für das gemäßigte Grünland eine ähnliche Tiefenverteilung an, während im tropischen Grünland und in den Savannen ein etwas kleinerer Anteil oberflächennah zu finden ist. Die von MATTHEW et al. (2001) mitgeteilten Zahlen entsprechen 80, 11 und 1,7 cm Wurzeln je Kubikzentimeter Boden in den drei Tiefen. Die Wurzeloberfläche, über die Wasser- und Nährstoffe aufgenommen werden, ist damit um ein Vielfaches größer als die Blattoberfläche, die Licht und CO₂ einfängt. Der Wurzelflächenindex in den drei Tiefen liegt bei 44–53, 16–19 und 5–6 m²/m². Wurzelhaare vergrößern die absorbierende Wurzeloberfläche weiter um den Faktor 5–18. Und schließlich sind die Wurzeln

vieler Pflanzen mykorrhiziert, was die Oberfläche weiter vergrößert und besonders die Aufnahme wenig mobiler Stoffe wie P erleichtert (KOIDE, 1991), allerdings der Pflanze auch Kosten verursacht [bei GRIMOLDI et al. (2006) waren es 3% der Bruttphotosynthese], ohne dass damit immer ein Vorteil für die Pflanze verbunden sein muss. Wegen der Ausstattung von Graspflanzen mit langen Wurzelhaaren ist Gras i. d. R. weniger mykorrhiziert als andere Grünlandarten (SCHWEIGER et al., 1995) und profitiert weniger von der Symbiose (JAKOBSEN et al., 2005).

Die entscheidende Voraussetzung für eine Erholung vom Blattverlust durch Nutzung oder Seneszenz ist die Restitution des Photosyntheseapparates (SCHNYDER, 2006). Die dazu notwendige Blattbildung ist für die Pflanze mit erheblichen Investitionen verbunden, zu der anteilig auch das Wurzelsystem gehört, das das Blatt mit Wasser und Nährstoffen versorgt. Diese Investitionen stammen aus Reserven, v. a. in Form nicht struktureller Kohlenhydrate und Proteine. Die Speicherung erfolgt primär in den Blattscheiden, die von der Nutzung nicht erfasst werden (Abb. 5), und sofern vorhanden in Stolonen und Rhizomen. Ziel der Pflanze ist es, möglichst schnell die Lichtinterzeption wiederherzustellen (d. h. auch, den Boden zu bedecken) um vom reservestoffgetriebenen zum assimilationsgetriebenen Wachstum zu kommen, wobei die Reserven wohl nur für wenige Tage des Wachstums nach einer vollständigen Entblätterung reichen (MATTHEW et al., 2001).

Wegen ihrer spezifischen Anpassung an die im Grünland typische Entblätterung dominieren die Gräser. KLAPP (1971) berichtet, dass in über 5000 mitteleuropäischen Bestandesaufnahmen die Süßgräser 64% Ertragsanteil hatten. Dennoch kamen in diesen Aufnahmen auch im Mittel 9 % Leguminosen und 27 % Kräuter und Sauergräser vor, die vor dem gleichen Problem stehen, dass durch Beweidung und Schnitt Assimilationsorgane entfernt werden, und die daher ähnliche Vermeidungsstrategien wie die Gräser verwenden. Dazu gehört ein horizontales Wachstum von Stolonen oder Rhizomen entlang der Bodenoberfläche bei kriechenden Pflanzen, deutlich ausgeprägt bei *Trifolium repens* oder *Ranunculus repens*, wodurch das apikale Meristem und die gerade wachsenden Blätter unterhalb der Nutzungsebene bleiben. Auch werden vertikale Internodien verkürzt, um einen wesentlichen Teil der Pflanze unterhalb der Entblätterungsebene zu halten, besonders ausgeprägt im generativen Stadium und bei Rosettenpflanzen. Und schließlich können Stacheln, Brennhaare oder sekundäre Inhaltsstoffe vor Verbiss schützen.

Die hinsichtlich der Interaktion mit dem Boden wichtigen Wurzeln sind bei den horizontal wachsenden Kräuterarten oft ähnlich den Gräsern, da mit jedem neuen Nodium neue Wurzeln gebildet werden können. Arten, die andere Vermeidungsstrategien verfolgen, können tiefer wurzeln und sind häufig auch darauf angewiesen, besonders große Reserven in den Wurzeln anzulegen und bei Entblätterung zu mobilisieren. Dies ist ausgeprägt bei Pfahlwurzlern der Fall. Durch das Nebeneinander von Pflanzen mit kurzlebigen, flachen Wurzeln und ausdauernden, tiefreichenden Wurzeln kann besonders auf extensiv beweideten (= mit geringem Beweidungsdruck) oder gering gepflegten Flächen ein ausgeprägtes ober- und unterirdisches Mosaik entstehen. Dieses Mosaik erschließt im Boden unterschiedliche Nährstoff- und Wasservorräte, was dem gesamten Bestand zugutekommt. Ein augenfälliges Extrembeispiel dafür ist der sog. *hydraulic lift*, den man v. a. in Savannen mit dem Nebeneinander von Bäumen und Gras beobachten kann: Tiefwurzeln Pflanzen erschließen tiefe Bodenwasservorräte, transportieren sie in ihrem Wurzelsystem nach oben, verteilen sie über ihre oberflächennahen Wurzeln im Oberboden und machen sie so auch flach wurzelnden Pflanzen zugänglich (CALDWELL et al., 1998). Analog für die Nährstoffe können die *islands of fertility* gesehen werden, die sich besonders in semiariden Steppen unter Sträuchern bilden (WEZEL et al., 2000).

Grünlandpflanzen weisen also zwei unterschiedliche Reaktionsmuster als Antwort auf die Gefahr der Entblätterung auf. Die eine Reaktion ist die Vermeidung, z. B. durch Stacheln oder die Wuchsform, die andere ist die Toleranz durch eine rasche Wiederbeblätterung. Die Vermeidung findet man bevorzugt unter Bedingungen schwacher Konkurrenz, d. h. auf gering produktiven Böden, während die Strategie der Toleranz die Vegetation ressourcenreicher, produktiver Böden kennzeichnet. Beide Strategien führen zu einer hohen Streuproduktion und damit einhergehenden C-Einträgen in den Boden. Bei der Toleranzstrategie folgt dies daraus, dass die Konstruktionskosten der Organe möglichst gering sein müssen, weil sie durch Beweidung oder Schnitt verloren gehen können. Daher werden wenig verholzte, wenig dichte Organe gebildet, die daher nur eine kurze Lebensdauer haben, was die Streuproduktion erhöht. Gleichzeitig führt dies zu einer leichten Abbaubarkeit der Streu und Mull als Humusform. Die Vermeidungsstrategie dagegen bewirkt, dass weniger Blattmasse durch Herbivoren konsumiert wird und dass daher die Streubildung ebenfalls hoch ist.

4 Ansprüche des Grünlandes an den Boden

4.1 Ökophysiologische Grundlagen

Grünlandpflanzen sind während der gesamten Vegetationsperiode zur Blättererneuerung gezwungen. Da die Konstruktionskosten je Einheit Blattgewicht relativ einheitlich sind, kann die Pflanze eine schnelle Wiederbeblätterung nur erreichen, indem sie nach einer Entblätterung Blätter mit deutlich geringerem spezifischen Blattgewicht bildet (DE VISSER et al., 1997; LATTANZI et al., 2004). Mit anderen Worten, die Pflanze produziert dünneres, weniger dichtes, wasserreiches Gewebe. Diese initiale Regeneration und damit auch die mögliche Photosyntheseleistung ist daher stark von der Wasserversorgung aus dem Boden abhängig. Von allen Prozessen des pflanzlichen Wachstums wird die dazu notwendige Blattausdehnung wohl am stärksten von der Wasserversorgung bestimmt. Beispielsweise beginnt Soja schon bei einem Blattwasserpotential von $-0,2$ MPa die Blattausdehnung einzuschränken und bei $-0,4$ MPa ist sie bereits auf unter ein Viertel abgesunken. Die Photosynthese wird dagegen erst bei einem Blattwasserpotential von $-1,2$ MPa beeinträchtigt und sinkt erst bei $-2,4$ MPa unter ein Viertel ab (KRÄMER und BOYER, 1995). Gleiches gilt auch für Gräser, deren Blattausdehnung ebenfalls bereits durch leichten Wasserstress eingeschränkt wird (DURAND et al., 1995). Pflanzen, deren Blattapparat bereits völlig ausgebildet ist, z. B. belaubte Bäume oder Ackerkulturen in der generativen Phase, werden daher in ihrer Produktivität durch leichte Trockenheit weit weniger beeinträchtigt, als Grünlandpflanzen, die nach einer Entblätterung erst wieder photosynthetisch aktive Blätter bilden müssen.

Mit zunehmender Frequenz der Entblätterung nimmt die Zahl der Nebentriebe zu (YANG et al., 1998). Damit nimmt auch die Zahl der Wurzelachsen zu, deren Wachstumsdauer, Länge und Verzweigung nimmt aber ab (DAWSON et al., 2000). Hinzu kommt, dass die für die Blattregeneration verwendeten Assimilate nicht für die Wurzelbildung zur Verfügung stehen. Beides hat zur Folge, dass mit zunehmender Frequenz der Entblätterung, der Wurzelraum, aus dem Wasser entnommen werden kann, physiologisch geringmächtiger wird. Die effektive Durchwurzelungstiefe ist daher bei Grünland geringer als bei Wald, aber auch geringer als bei Ackerkulturen. In der Kartieranleitung (AD-HOC AG BODEN, 2005) wird von einem um 2 dm gegenüber Ackerkulturen geringeren Wur-

zelraum ohne weitere Differenzierung nach der Entblätterungsfrequenz ausgegangen.

Grünlandpflanzen stehen daher vor einem Dilemma. Mit zunehmender Entblätterungsfrequenz wird einerseits die Wasserversorgung für den Wiederaustritt immer wichtiger und andererseits wird der durch Wurzeln erschlossene Bodenraum immer kleiner. Die Produktivität des Grünlandes hängt damit in zweifacher Weise primär von der Wasserversorgung ab, weswegen sich die produktivsten Standorte in niederschlagsreichen Gebieten oder auf grundwasser-nahen Böden finden. Die Nährstoffversorgung spielt im Vergleich zum Wasserhaushalt eine geringere Rolle. Wenn das Blatt durch Seneszenz verloren geht, können 80 % des N rezykliert werden (SCHNYDER, 2006). Wenn dagegen die Blattmasse nach Schnittnutzung abgefahren wird, können zwar sehr hohe Nährstoffentzüge auftreten (z. B. 500 kg/ha N bei intensiver Nutzung), aber für die Nährstoffaufnahme und für das schnelle initiale Blattwachstum, das erst so hohe Entzüge ermöglicht, ist eine gute Wasserversorgung Voraussetzung.

4.2 Bodenbewertung in der Bodenschätzung

Die Bodenbewertung von Grünlandstandorten in Deutschland ist durch das erstmals 1934 in Kraft getretene Bodenschätzungsgesetz geregelt (ROTHKEGEL, 1950; ETZKORN und WILL, 2009). Dabei werden mit dem Grünlandschätzungsrahmen (Tab. 5 in Kap. 4.2.7 dieses Handbuchs) nur nicht-ackerfähige Flächen bewertet (absolutes Grünland), während für ackerfähiges Grünland der Ackerschätzungsrahmen gilt. Analog zur Bewertung des Ackerlandes (Kap. 4.2.7 dieses Handbuchs) soll die natürliche Ertragsfähigkeit eines Standortes erfasst werden, aus der sich die steuerliche (monetäre) Bewertung ergibt.

Der Grünlandschätzungsrahmen ist ähnlich aufgebaut wie der Ackerschätzungsrahmen, berücksichtigt aber die besonderen ökophysiologischen Ansprüche des Grünlandes. Zusätzlich zu den auch in der Ackerschätzung berücksichtigten Parametern Bodenart und Entwicklungszustand (im Grünlandschätzungsrahmen als Bodenstufe bezeichnet) werden vier *Klimastufen* unterschieden, die nach der Jahresmitteltemperatur differenziert werden (Tab. 2). Dem liegt zugrunde, dass mit zunehmender Jahresmitteltemperatur die Vegetationsperiode länger wird und auch das Blatterscheinungsintervall sich verkürzt, was eine intensivere Nutzung ermöglicht. Außerdem weisen Grünlandstandorte ein weiteres klimatisches Spek-

Tab. 2: Klimastufen der Bodenschätzung. (Anm.: Die in der Bodenschätzung gewählte, früher übliche Bezeichnung Jahreswärme ist nach heutigem physikalischen Sprachgebrauch falsch, da es sich um eine Temperatur handelt, wobei – obwohl nicht ausgewiesen – wohl die Lufttemperatur gemeint ist.)

Klimastufe	Ø Jahreswärme [°C]
a	>7,9
b	7,0–7,9
c	5,7–6,9
d	<5,7

trum auf, von Trockenrasen bis zu alpinen Matten, während die begrenzte klimatische Differenzierung von Ackerstandorten in der Bodenschätzung nur durch Zu- oder Abschläge berücksichtigt wird.

Da Grünland hinsichtlich der *Wasserverhältnisse* ein wesentlich weiteres Spektrum erfasst als Ackerstandorte, von kaum entwässerten Mooren bis hin zu Trockenrasen, und da die Wiederbeblätterung nach einer Nutzung wesentlich von der Wasserverfügbarkeit bestimmt wird, berücksichtigt die Bodenschätzung die Wasserverhältnisse explizit, und zwar in effektiv neun Stufen, so dass dies die wichtigste Eigenschaft ist, die das Ertragspotential eines Standortes bestimmt (Tab. 3). Bei der Einstufung der Wasserverhältnisse eines Standortes sind sowohl die Niederschläge mit Höhe und Verteilung als auch Grund- und Hangzugswassereinflüsse sowie die Exposition zu berücksichtigen. Stufe 1 gilt für beste Wasserverhältnisse, während die Stufen 2–5 zunehmend ungünstige Wasserverhältnisse widerspiegeln, wobei ein

Tab. 3: Einflussstärke der in der Bodenschätzung erfassten Standortparameter auf die natürliche Ertragsfähigkeit des Grünlandes in Deutschland, charakterisiert durch die Zahl der vergebenen Klassen (Kl) und die Spanne (Sp) zwischen den Mittelwerten der niedrigsten und der höchsten Klasse. Zum Vergleich sind die Spannen des Ackerschätzungsrahmens angegeben.

Parameter	Kl	Sp	Sp Acker
Bodenart	5	18	49
Klima	4	10 ^{a)}	0
Bodenstufe	5 (3) ^{b)}	15	56
Wasserverhältnisse	9 (5) ^{b)}	24	0

^{a)} Spanne gilt nur für drei Klimaklassen, da die ungünstigste Klasse (d) im Grünlandschätzungsrahmen (GSR) nicht explizit ausgewiesen, sondern ins Ermessen des Bearbeiters gestellt wurde. In besonders ungünstigen Fällen (z. B. Almen) wird sogar ganz vom GSR abgegangen und die Fläche als Hutung mit Wertzahlen unter 10 ausgewiesen.

^{b)} Aus Gründen der Übersichtlichkeit enthält der GSR nur 3 bzw. 5 Klassen für die Zustandsstufe und die Wasserverhältnisse; da die ungünstigeren Klassen aber symmetrisch beiderseits des Optimums liegen, ergeben sich tatsächlich 5 bzw. 9 Klassen.

Wassermangel sowohl physiologisch durch Luftmangel an sehr nassen Standorten wie auch durch Trockenheit bedingt sein kann. Da die beiden prinzipiellen Ursachen des Wassermangels nicht ausgewiesen werden, genügen im Schätzungsrahmen fünf Stufen für die Wasserverhältnisse, die *de facto* aber neun Stufen entsprechen.

Wie im Ackerschätzungsrahmen entspricht die Eigenschaft *Bodenart* der Bodenschätzung nicht der bodenkundlichen Definition, da die Korngrenzen anders definiert sind und da mit der Bodenart das „Gesamtgepräge“ erfasst werden soll, das sich aus der horizontweisen aber auch lateralen Variation der Körnung eines Flurstücks ergibt. Während die Bodenart auf Ackerstandorten in sieben Klassen erfasst wird, wird sie im Grünlandschätzungsrahmen nur in fünf Klassen ausgewiesen (Tab. 5 in Kap. 4.2.7 dieses Handbuchs) und ihr Einfluss auf die Wertzahl beträgt nur ca. ein Drittel (Tab. 3). Dem liegt zugrunde, dass die mit der Bodenart korrelierte Nährstoffverfügbarkeit für Grünland von geringerer Bedeutung ist, da ein Großteil der von den Pflanzen aufgenommenen Nährstoffe rezykliert wird und da die ebenfalls von der Bodenart beeinflusste Wasserverfügbarkeit mit dem Parameter „Wasserverhältnisse“ explizit erfasst wird. Der Körnung des Bodens wird nicht nur im Schätzungsrahmen geringere Bedeutung für die Ertragsfähigkeit zugewiesen, auch in der praktischen Schätzung wird auf diesen Parameter wenig Wert gelegt. Körnungsinformationen oder darauf beruhende Größen wie z. B. die Bodenerodierbarkeit können daher aus Grünlandbeschrieben im Gegensatz zu Ackerbeschrieben kaum abgeleitet werden (AUERSWALD, 1986).

Und schließlich wird noch mit dem Parameter *Bodenstufe* der Entwicklungszustand des Bodens charakterisiert. Die Bodenstufe wird im Vergleich zum Acker (13 Klassen) weniger differenziert in fünf Stufen erfasst, wobei die Klassenbezeichnung und -einstufung wieder wie bei den Wasserverhältnissen symmetrisch um die Klasse der mittleren und damit ertragsstärksten Entwicklungsstufe erfolgt, der der Wert 1 zugewiesen wird, während in ihrer Entwicklung jüngere oder ältere Böden Werte von 2 und 3 bekommen. Dadurch kommt der Schätzungsrahmen trotz der fünf Stufen mit nur drei Werten aus. Auch der Entwicklungsstufe des Bodens kommt im Grünlandschätzungsrahmen ein wesentlich geringerer Einfluss zu als im Ackerschätzungsrahmen (Tab. 3).

Aus den Einstufungen der Bodenart, der Wasserverhältnisse, des Klimas und der Bodenstufe wird schließlich die Bewertung nach Tabelle 5 in Kap.

4.2.7 dieses Handbuchs vorgenommen und die Grünlandgrundzahl ausgewiesen. Außerdem ergibt sich daraus der Klassenbescrieb, z. B. L2bI (Gesamtgepräge Lehm, Wasserverhältnisse 2, Klimastufe b, Bodenstufe I). Weitere für die monetäre Bewertung wichtige, aber nicht mehr mit den Bodenverhältnissen unmittelbar zusammenhängende Eigenschaften (z. B. Frost- und Schattenlagen) werden dann durch Abschlüge der Grünlandgrundzahl berücksichtigt, was zur Grünlandzahl führt. Grünlandgrundzahl und Grünlandzahl werden durch Schrägstriche getrennt und dem Klassenbescrieb hinten angefügt. Die Grünlandzahl ist schließlich die entscheidende Größe für die steuerliche Bewertung eines Standortes.

In anderen Ländern verwendete Klassifikationssysteme, die die Bewertung von Grünland zulassen, sind vor allem die *Land Capability Classification* des US Department of Agriculture und die *Land Suitability Classification* der FAO (STAHR, 2002). Beide berücksichtigen aber die ökophysiologischen Ansprüche des Grünlandes nicht mit der Detailliertheit der deutschen Bodenschätzung. Auch die steuerlich-monetäre Ausrichtung der deutschen Bodenschätzung, die eine gerechte und reproduzierbare Einschätzung erfordert, macht die deutsche Bodenschätzung weltweit zu einer Besonderheit, auch wenn Modifikationen davon in anderen Ländern (z. B. Österreich, Schweiz) existieren. In anderen Ländern wurden erst im Zuge der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen monetär ausgerichtete Algorithmen entwickelt. Diese decken dann ein weiteres Leistungsspektrum ab als die deutsche Bodenschätzung. Es können z. B. auch Leistungen für die Landschaftsästhetik oder die Kohlenstoffbilanz mit einfließen (VOEKS und RAHMATIAN, 2004), die in der mikroökonomisch orientierten Bodenschätzung unberücksichtigt bleiben. BURKE et al. (1989) errechneten beispielsweise eine ökonomische Leistung des Grünlandes in den USA von 7 Mrd. \$/a aufgrund der CO₂-Bindung, wenn sie dies mit den Kosten von Emissionsrechten verrechneten. Bewertet man alle relevanten Ökosystemleistungen des Grünlandes, kommt man auf 906 Mrd. \$/a für das Grünland der USA (VOEKS und RAHMATIAN, 2004), was etwa 4300 \$/ha/a entspricht und zeigt, dass der makroökonomische Wert des Grünlandes weit über dem mikroökonomischen Wert liegt.

5 Wirkungen des Grünlandes auf den Boden

5.1 Organische Substanz

Grünland speichert mehr als ein Drittel des globalen terrestrischen Vorrats an organischem C (Tab. 4). Im Vergleich zu den meisten anderen Vegetationstypen verteilt sich dies auf einen großen Anteil im Boden und einen geringen Anteil in der Vegetation selbst. Allein in den obersten 20 cm werden 50 t/ha gespeichert (Tab. 1).

Die hohe Speicherleistung von Grünlandböden für organische Substanz ist zunächst bilanzneutral, da sie im Fließgleichgewicht von Assimilation und Respiration steht, durch die ca. 10 % des gesamten atmosphärischen CO₂ jährlich mit dem Bodenpool ausgetauscht wird (RAICH und TUFEEKCIOGLU, 2000). Bedeutend wird sie erst im Falle des Klima- oder Nutzungswandels. Durch den Klimawandel und die steigende CO₂-Konzentration erwartet man einen Anstieg der Nettoprimärproduktion des Grünlandes. Nach PARTON et al. (1995) könnten die Bodenkohlenstoffvorräte dennoch abnehmen und die Grünlandböden so zu einer Nettokohlenstoffquelle werden (ca. 2 Gt), da die Bodenrespiration stärker gefördert wird als die Nettoprimärproduktion, sofern nur die Wirkungen von Klimawandel und CO₂-Konzentrationsanstieg modelliert werden. Allerdings zeigen inverse Auswertungen von Isotopensignaturen, dass die nördliche Hemisphäre eine C-Senke darstellt, was möglicherweise auf einer Nettozunahme der Produktivität durch die N-Deposition zurückgeführt werden kann (SCHIMMEL et al., 1995). Die Umwandlung von Acker-

Tab. 4: Kohlenstoffvorräte verschiedener terrestrischer Biome (n. WHITE et al., 2000, verändert). Die Zahlen gelten für 0–1 m Bodentiefe und steigen um etwa 56 %, wenn auch noch die Tiefe 1–3 m berücksichtigt wird, mit etwas größerem Anstieg in den Tropen (JOBAGY und JACKSON, 2000).

Biom	Globale Fläche [10 ⁶ km ²]	C-Vorrat [t/ha]	Globaler C-Vorrat [Gt]	Verhältnis Vegetat. ^{d)} /Boden
Wälder	29,0	211–324	613–938	1 : 1–3
Zonales Grünland ^{a)}	52,6	123–154	650–810	1 : 2–10
Agrarökosysteme ^{b)}	25,6	122–159	313–405	1 : 2–5
Andere ^{c)}	38,5	46–60	177–232	1 : 2–10

^{a)} Einschl. Buschland des Mediterranklimas und Tundra.

^{b)} Landnutzungs mosaik aus Ackerland, Grünland, Wald.

^{c)} Urbane Flächen, Ödland etc.

^{d)} Ober- und unterirdisch.

in Grünland bietet allerdings die Chance, C in ähnlicher Größenordnung im Boden zu speichern, wie durch eine Umwandlung in Wald, besonders bei hoher Produktivität (POST und KWON, 2000). Da dies aber neben dem CO₂ auch auf andere atmosphärische Spurenstoffe, z. B. Methan aus Wiederkäuermägen, Termiten und Biogasproduktion, N₂O aus der Denitrifikation, Methylbromid aus Flächenbränden (OECD, 2001; MOSIER et al., 1991; FREIBAUER und KALTSCHMITT, 2003) einwirkt, ist eine Gesamtbewertung der Treibhauswirkung komplex und stark von den gewählten Randbedingungen abhängig.

Während die Gesamtwirkungen der Umwandlung in Grünland unsicher sind und die C-Akkumulation sich wohl über 100 Jahre hinzieht, wie Ergebnisse aus Rothamsted zeigen (FREIBAUER et al., 2004), ist unstrittig, dass durch die Ackernutzung ehemaligen Grünlandes enorme Mengen C in kurzer Zeit freigesetzt werden. Da dieser Nutzungswandel gegenwärtig weltweit zu beobachten ist, führt die größere C-Speicherung von Grünland- gegenüber Ackerböden zu einer C-Entbindung, die signifikant zum Anstieg der atmosphärischen CO₂-Konzentration beiträgt (MOSIER, 1998). Auch in Deutschland dominiert seit ca. 4 Jahrzehnten der Grünlandumbruch (Abb. 4) mit entsprechenden Konsequenzen für die C-Entbindung und Nährstofffreisetzung. Unter deutschen Bedingungen wird eine C-Entbindung von 100 t/ha und eine N-Freisetzung von 10 t/ha angenommen (STREBEL et al., 1988; VAN DER PLOEG et al., 1999). Der gegenwärtige Grünlandverlust von ca. 300 km²/a entspricht damit einer jährlichen C-Entbindung von 0,003 Gt/a, was 1 % der C-Freisetzung aus fossilen Quellen in Deutschland (SCHIMMEL et al., 2001) oder 120.000 km/a Autofahrt für jeden deutschen Landwirt entspricht. Zu einer ähnlichen Größenordnung kam auch eine Studie für Frankreich (OECD, 2001). Die N-Freisetzung erhöht trotz des kleinen Flächenanteils von nur 0,18 % den mittleren Bilanzsaldo der gesamten landwirtschaftlichen Fläche um 22 kg/ha/a. Der Humusabbau bei Umwandlung von Gras- in Ackerland erfolgt innerhalb weniger Jahre (STREBEL et al., 1988; MOSIER, 1998). Die N-Freisetzung ist daher so schnell, dass sie von den nachfolgenden Kulturen nicht vollständig verwertet werden kann. Mehrere Studien haben daher gezeigt, dass der Grünlandumbruch die Grundwasserqualität wesentlich beeinträchtigt (STREBEL et al., 1988; VAN DER PLOEG et al., 1997; DI und CAMERON, 2002). KINZELBACH et al. (1992) kamen gar zu dem Schluss, dass es in ihrem Untersuchungsgebiet mehr als 25 Jahre dauern werde, bis das durch den Grünlandumbruch

beeinträchtigte Grundwasser wieder Trinkwasserqualität erreicht.

5.2 Nährstoffe

Von den Nährstoffen begrenzen Stickstoff (N) und Phosphor (P) am häufigsten das Wachstum von Grünlandökosystemen (KAYSER und ISSELSTEIN, 2005). Zunächst liegt eine Limitierung durch N nicht auf der Hand, da prinzipiell Leguminosen symbiontisch N gewinnen können. Dabei kann die N-Fixierung bis 500 kg/ha/a betragen. Allerdings weisen Leguminosen – und das gilt besonders auch für Weißklee – ein kleineres Wurzelsystem auf als die Gräser, das zudem weniger und kürzere Wurzelhaare hat (WHITEHEAD, 1995). Dadurch werden Leguminosen durch Nährstoff- und Wassermangel stärker beeinträchtigt als Gräser. Besonders hohe Fixierungsleistungen werden deshalb nur in Fällen erzielt, in denen die anderen Nährstoffe ausreichend gedüngt wurden und ggf. bewässert wurde. Insbesondere unmittelbar nach einer Grünlandansaat treten hohe Fixierungsleistungen auf, da durch die vorhergehende Ackernutzung andere Nährstoffe meist ausreichend vorliegen, N aber durch die verminderte Mineralisation meist limitierend wirkt. In späteren Jahren geht dann die Fixierungsleistung zurück, weil entweder auch die anderen Nährstoffe entfernt werden, wo die Nährstoffkreisläufe nicht geschlossen sind, oder weil der fixierte N mit den Exkrementen wieder der Narbe zugeführt wird und so die Fixierung hemmt. Den gleichen Effekt hat eine mineralische N-Düngung. Als Faustformel gilt, dass die N-Fixierung etwa in Höhe von 50 % der N-Zufuhr gehemmt wird. Bei weitgehend geschlossenen Nährstoffkreisläufen kommt es daher zu einer Unterdrückung der N-Fixierung, weshalb langfristig die Leguminosenanteile oft unter 10 % bleiben.

Der Haushalt aller Nährstoffe wird stark durch die Weidetiere bestimmt (HAYNES und WILLIAMS, 1993; WHITEHEAD, 2000). Über eine große Fläche verteilt konsumieren sie die im Futter enthaltenen Nährstoffe. Der größte Teil der Nährstoffe wird dann punktuell in Form von Kot und Harn auf der Weide wieder ausgeschieden. Die Nährstoffrückfuhr durch Exkremente führt also zu einer Konzentrierung und Separierung der Nährstoffe (Tab. 5). Dadurch werden in einer Weideperiode nur einige Prozent der Weidefläche mit Exkrementen versorgt, und P wird mit dem Kot, Kalium getrennt davon fast ausschließlich mit Harn und N vorwiegend und schnell verfü-

Tab. 5: Nährstoffanfall an N, P, K und S (in kg/ha) in typischen Kot- und Harnstellen von Schafen und Rindern (nach HAYNES und WILLIAMS, 1993, verändert).

Nährstoff	Schafe		Rinder	
	Harn	Kot	Harn	Kot
N	500	130	1000	1040
P	0	35	0	280
K	450	50	900	400
S	18	13	35	100

bar mit Harn ausgeschieden. Die Mindestdistanz zwischen benachbarten Harn- und Kotstellen betrug auf einer experimentell intensiv untersuchten Weide mehr als 2 m auf der Hälfte der Weidefläche (SCHNYDER et al., 2004; Abb. 6). Dadurch lag die Wahrscheinlichkeit für die lokale Wiederkehr einer Exkrementdeposition von P oder K in der Größenordnung von mehreren Jahren bis Jahrzehnten. Im Bereich der Harnstellen liegt die N-Versorgung, ausgedrückt im NNI (nitrogen nutrition index; LEMAIRE und GASTAL, 1997), generell über dem Sollwert von 1, was bedeutet, dass N nicht wachstumslimitierend wirkt. Im Gegensatz dazu zeigten Harnstellen oft P-Limitierung [d. h. der PNI < 1, phosphorus nutrition index nach SALETTE und HUCHE (1991), ist < 1], ein Phänomen, das zwischen den Harnstellen kaum auftritt.

Außerdem erfolgt die Exkrementausscheidung häufig räumlich heterogen, wobei das Weide- und Lagerverhalten der Tiere die Verteilung beeinflusst (Abb. 6). Letzteres wird u. a. durch die Topographie oder Weideinstallationen (Zaun, Tore, Tränke etc.) beeinflusst, mit der Folge, dass die Exkrementverteilung in heterogenem Gelände eine größere räumliche Variabilität aufweist als auf homogenen Weiden (ROWARTH et al., 1992). Wenn das Weide- und Lagerverhalten durch konstante örtliche Gegebenheiten kontrolliert wird, dann stellen sich stabile räumliche Muster der Nährstofftransfers ein. In dem in Abbildung 6 dargestellten Beispiel traten deutliche Überschüsse in den Bilanzen der weidetiergetriebenen N- und P-Entzüge und -rückfuhren auf 8 % der Fläche (Akkumulationszone) auf, während auf 7 % der Fläche extreme Nettoentzüge resultierten (Aushagerungszone). Dies beeinflusst auch andere Ökosystem-eigenschaften wie die Artenzusammensetzung und Produktivität. Die Akkumulationszone im flachen Kuppenbereich der Koppel zeigte eine größere Biomasseproduktion und niedrigere floristische Vielfalt. Nährstoffaushagerung fand im steileren Bereich der Weide statt. Die jährliche Nährstoffzirkulation durch

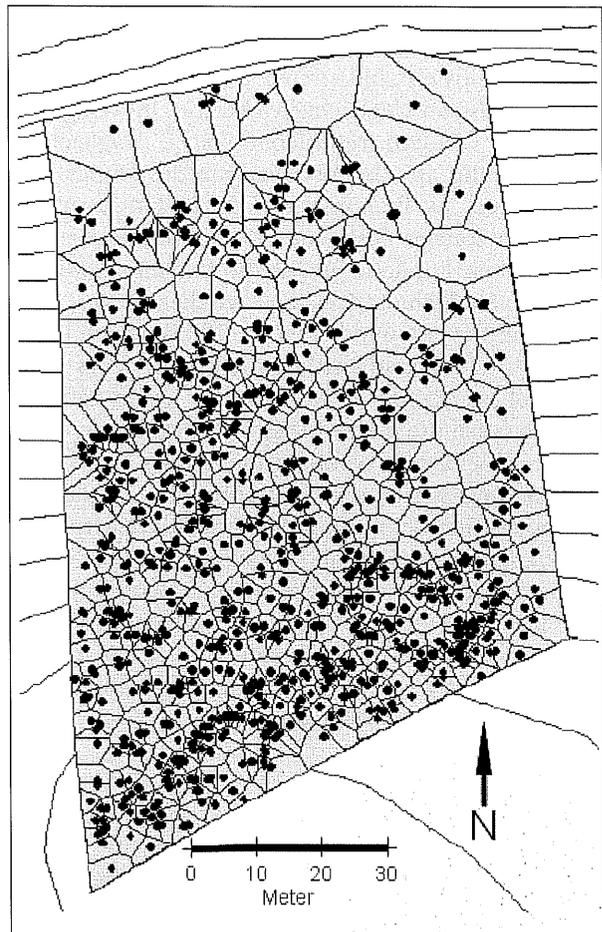


Abb. 6: Heterogene Kotstellenverteilung auf einer Umtriebsweide am Ende der Beweidung; hohe Kotdichte im flachen Kuppenbereich (unten) und geringe Kotdichte am steilen Unterhang (oben); die Linien sind die Thiessen-Polygone der einzelnen Kotstellen und geben die halbe Distanz zur nächst benachbarten Kotstelle wieder. Die Linien außerhalb der Weide sind die 1-Meter-Höhenlinien.

die Weidetiere umfasste einen sehr geringen Anteil der gesamten Nährstoffpools der Weide: sie entsprach ca. 1 % des N sowie 0,3 % des P in 0–60 cm Tiefe. Trotzdem zeigten die N- und P-Pools im Oberboden sehr deutliche räumliche Muster, die sehr eng mit den weidetiergetriebenen N- und P-Bilanzen korrelierten. Sowohl die räumliche Umverteilung wie die extreme Konzentrierung an den Urinstellen (Tab. 5) führen dazu, dass die Nitratverluste unter beweidetem Grünland in einem ähnlichen Bereich variieren wie die unter Acker, während unter Wiese deutlich geringere Verluste auftreten (DI und CAMERON, 2002). Auf Weiden können im unmittelbaren Bereich der Urinstellen bis über 300 kg/ha Nitrat-N verlagert werden (SAURER und HARRACH, 1996).

Während in naturnahen Grünlandssystemen die Nährstoffzyklen bis auf die Umverteilung weitgehend geschlossen sind, treten durch den menschlichen Einfluss oft Ungleichgewichte auf. In wenig entwickelten Ländern resultieren solche Ungleichgewichte häufig aus der Verwendung des Dungs von Weidetieren als Brennmaterial (z. B. HOLST et al., 2007), da zonales Grünland generell holzarm ist. In entwickelten Ländern rühren die Imbalancen dagegen oft von Nährstoffflüssen zwischen Acker- und Grünland (KAYSER und ISSELSTEIN, 2005), wobei beide innerhalb eines landwirtschaftlichen Betriebes aber auch auf verschiedenen Kontinenten liegen können. Besonders bei intensiver Milchviehhaltung tritt häufig ein erheblicher Nährstoffüberschuss durch die Verwendung zugekaufter Ackerprodukte als Futtermittelkonzentrat auf, der mit den Wirtschaftsdüngern zum großen Teil dem Grünland zugeführt wird. In organisch wirtschaftenden Betrieben, aber auch in wenig entwickelten Ländern findet sich dagegen oft ein Nährstofftransfer vom Grünland zum Acker, da die Wirtschaftsdünger bevorzugt zur Düngung der Ackerkulturen verwendet werden.

5.3 Biodiversität

Durch die kontinuierliche, oberflächennahe Beblätterung hat das Grünland von allen Vegetationstypen die höchste oberirdische faunistische Konzentration, insbesondere auch an Säugetieren, die nach REICHHOLF (2006) beispielsweise weit über der Konzentration in Wäldern liegt. Da mit der stetigen Beblätterung auch ein stetiges oberflächennahes Bewurzeln einhergeht, ist auch unterirdisch eine hohe faunistische Vielfalt zu finden, wobei die Regenwürmer den größten Anteil beisteuern (70–80 %; BARDGETT und COOK, 1998) und etwa das gleiche Gesamtgewicht erreichen wie die Weidetiere (REICHHOLF, 2006). Daneben tragen Nematoden und Mikroarthropoden (Springschwänze und Milben) am meisten zur Zahl und Masse der Bodenfauna bei. Herbivoren können die Hälfte der oberirdischen und ein Viertel der unterirdischen frischen Biomasseproduktion konsumieren (DETLING, 1988). Daneben lebt eine Vielzahl von Tieren und Mikroorganismen von der abgestorbenen Biomasse und den Produkten der Herbivoren. SIEPEL und VAN DE BUND (1988) zählten auf einem halben Quadratmeter extensiven Grünlandes in den Niederlanden allein 105 Mikroarthropoden-Arten. Geht man davon aus, dass jede Art eine eigene Nische besetzt und Konkurrenz das Überlappen der Nischen

minimiert (HARDIN, 1960), so illustriert dies die enorme biotische Vielfalt, die Grünlandökosysteme beherbergen. Diese Vielfalt von Nischen ergibt sich durch die starken räumlichen Heterogenitäten (COLE et al., 2006), wie sie z. B. durch die Exkrementstellen auf Weiden oder durch die starke Kompartimentierung des Bodenraumes entstehen. So finden sich doppelt so hohe Mikroarthropoden-Dichten im wurzelnahen Bodenraum und teilweise wurden über 90 % der Milben und Springschwänze in den obersten 2 cm des Bodens gefunden (BARDGETT und COOK, 1998). Zur räumlichen Variation kommt die zeitliche Variation hinzu, die vor allem durch jahreszeitliche Rhythmen (COLE et al., 2006) und Rhythmen der Entblätterung und Exkrementrückfuhr geprägt wird. Entsprechend dem hypothetischen Modell von GRIME (1979), wonach die höchste pflanzliche Diversität und damit auch die beste Selbstregulation der Ökosystemfunktionen bei mittlerer Störungsintensität auftritt, zeigt sich auch bei der Bodenfauna die höchste Vielfalt bei mittlerem Störungsniveau, wie es beispielsweise bei Beweidung oder organischer Bewirtschaftung häufig ist (BARDGETT & COOK, 1998; MARIOTT et al., 2004). Interessanterweise zeigt eine Studie, die die trophischen Beziehungen mithilfe stabiler Isotope ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) untersuchte, dass die ^{15}N -Anreicherung bei Bodentieren (Käfer, Spinnen) durch Beweidung gegenüber unbeweideten Parzellen zunahm, was darauf hindeutet, dass die Nahrungskette durch die Beweidung länger wurde (NEILSON et al., 2002). Im Gegensatz zu dieser hohen Biodiversität bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität ist heute die Tendenz zu beobachten, die Grünlandbewirtschaftung entweder zu intensivieren oder aufzugeben (MARIOTT et al., 2004), so dass in beiden Fällen mit einer Abnahme der Biodiversität zu rechnen ist (WATKINSON und ORMEROD, 2001).

Auch die pflanzliche Diversität deutet auf eine hohe Zahl an Nischen hin. In den 5000 Pflanzenbestandsaufnahmen von KLAPP (1971) auf mitteleuropäischem Grünland kamen über 700 Arten vor, wobei die Kräuter trotz des nachrangigen Beitrags zum Ertrag die Mehrzahl der Arten stellten. Da Nischenpflanzen von speziellen Verhältnissen profitieren, lassen gerade sie Rückschlüsse auf Standortverhältnisse zu, was zu den Ellenberg'schen Zeigerwerten führte (ELLENBERG et al., 1992). U. a. lassen sie Bodeneigenschaften im Wurzelraum erkennen [z. B. die Stickstoffzahl, Reaktionszahl, Feuchtezahl und Salzzahl und auch die Luftmangelzahl und Humuszahl nach LANDOLT (1977)]. Mit zunehmender Nutzungsintensität nimmt die Artenzahl ab, bis zu den intensiv

genutzten Weidelgras-Weißklee-Weiden, die zu den artenärmsten Grünlandgesellschaften zählen (RIEDER, 1983).

5.4 Bodenschutz

Keine andere Pflanzengruppe bringt eine so dichte und dauerhafte Pflanzendecke unmittelbar über der Bodenoberfläche hervor wie die Gräser und ist bei einem Blattverlust befähigt, eine Bodenbedeckung rasch wiederherzustellen. Durch die kontinuierliche Seneszenz von Blättern wird auch stetig eine Mulchbedeckung produziert. Gleichzeitig bedingt die Organisation des Graswachstums eine intensive, oberflächennahe Durchwurzelung des Bodens. Daher eignet sich Grünland in besonderer Weise, die Bodenoberfläche zu schützen. So trägt Grünland trotz weit überdurchschnittlicher Hangneigung und eines Flächenanteils von 9 % nur 3 % zum Gesamtabtrag durch flächenhafte Erosion in Europa bei (Tab. 6). Eine Umwandlung der produktiven Grünlandgebiete in Acker hat deshalb häufig hohe Oberflächenabflüsse (VAN DER PLOEG et al., 1999) und Erosionsraten nach sich gezogen (z. B. im sogenannten „dust bowl“ der nordamerikanischen Prairie der 1930er Jahre oder die Zerschichtung der chinesischen Lößsteppe). Umgekehrt können gerade besonders gefährdete Bodenoberflächen durch Grünland wirkungsvoll geschützt werden. So wird Grünland z. B. mit dem Verfahren des Hydroseedings verwendet, um künstliche, gestörte oder extreme Steilhänge zu schützen (MUNSHOWER, 1994), sofern die Gefährdung oberflächennah ist und nicht in tieferen Schichten ihre Ursache hat, wie bei Hangrutschungen, die besser durch tief wurzelnde Bäume zu mindern sind. Ein anderes Bei-

spiel für den vorzüglichen Schutz der Bodenoberfläche, der mit keinem anderen Vegetationstyp zu erreichen ist, ist die Anlage von begrasten Abflussbahnen („grassed waterways“) in der Tiefenlinie von Hangmulden. In diesen konzentriert sich der Oberflächenabfluss und löst ohne Schutz häufig Rinnenerosion aus. Gerade in ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten können solche begrasten Abflussmulden neben dem unmittelbaren Schutz der Bodenoberfläche vielfältige positive Wirkungen entfalten. Sie können bis über 50 % des Abflusses und über 90 % des Sediments zurückhalten, die aus den umliegenden Ackerflächen mit dem Oberflächenabfluss zuströmen (FIENER und AUERSWALD, 2003a). Sie erhöhen die Biodiversität und die Grundwasserneubildung (>100 mm/a), wobei das zusätzlich gebildete Grundwasser zudem qualitativ besonders hochwertig (<10 ppm Nitrat) sein kann (FIENER und AUERSWALD, 2003b).

Im zonalen Grünland stellt die Überbeweidung das wesentliche Bodenschutzproblem dar. Aufgrund der GLASOD-Auswertung (global assessment of human-induced soil degradation), die zwar wegen des qualitativen Ansatzes stark kritisiert wird, aber die einzige globale Abschätzung darstellt, werden 49 % des Grünlandes als leicht bis mittel degradiert eingestuft und 5 % als stark bis extrem degradiert (WHITE et al., 2000). Diese Degradation ist aus zwei Gründen besonders problematisch. Zum einen ist der Prozess selbstverstärkend, da dadurch die Biomasseproduktion abnimmt und bei konstanter Tierzahl die Überbeweidung zunehmen muss. Zum anderen liegt gerade das zonale Grünland in Gebieten hoher natürlicher Wind- und Wassererosionsgefährdung und kann aufgrund der natürlichen Bedingungen durch keinen anderen Vegetationstyp (Ersatzgesellschaft) abgelöst werden.

Tab. 6: Mittlere Abträge durch Flächen- und Rillenerosion in Europa für die Bodennutzungen, die den größten Anteil (zusammen 95 %) zum Gesamtabtrag beitragen (nach CERDAN et al., 2006).

Nutzungs- typ	Flächen- anteil ^{a)} [%]	Anteil am Abtrag [%]	Mittl. Hang- neigung [%]	Mittl. Abtrag [t/ha/a]
Wald	19	2	20,6	0,1
Acker	16	69	6,7	4,3
Grünland	9	3	15,6	0,3
Buschland	7	4	23,1	0,5
Wein	1	17	9,4	20,0

^{a)} Kleinflächig komplexe Nutzungen und Nutzungen auf Flächen mit weniger als 2 % Hangneigung, die zusammen 43 % der Gesamtläche ausmachen, sind nicht berücksichtigt.

6 Literatur

- AD-HOC AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 5. Aufl. – E. Schweizerbart, Stuttgart, 438 S.
- AUERSWALD, K. (1986): Einstufung der Bodenerodibilität (K-Faktor) nach dem Klassenbeschrieb der Reichsbodenschätzung für Südbayern. – Z. Kulturtechn. Flurber. 27, 344–351.
- BARDGETT, R. D., R. COOK (1998): Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. – Appl. Soil Ecol. 10, 263–276.
- BRONGER, A. (2003): Bodengeographie der Waldsteppen und Steppen. Kap. 3.4.5.3 in diesem Handbuch.
- BURKE, I. C., C. M. YONKER, W. J. PARTON, C. V. COLE, K. FLACH, D. S. SCHIMMEL (1989): Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. – Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 800–805.

- CALDWELL, M. M., T. E. DAWSON, J. H. RICHARDS (1998): Hydraulic lift: Consequences of water efflux from the roots of plants. – *Oecologia* 113, 151–161.
- CERDAN, O., J. POESEN, G. GOVERS, N. SABY, Y. LE BISSONNAIS, A. GOBIN, A. VACCA, J. QUINTON, K. AUERSWALD, A. KLIK, F. F. P. M. KWAAD, M. J. ROXO (2006): Sheet and rill erosion. – In: BOARDMAN, J., J. POESEN (Hrsg.): *Soil erosion in Europe*. – Wiley, Chichester, pp 501–514.
- CHESWORTH, W. (2007): Weathering systems in soil science. – In: *Encyclopedia of soil science*. – Springer, New York.
- COLE, L., M. A. BRADFORD, P. J. A. SHAW, R. D. BARDGETT (2006): The abundance, richness and functional role of soil meso- and macrofauna in temperate grassland – A case study. – *Appl. Soil Ecol.* 33, 186–198.
- DAWSON, L. A., S. J. GRAYSTON, E. PATERSON (2000): Effects of grazing on the roots and rhizosphere of grassland. – In: G. LEMAIRE, J. HODGSON, A. DE MORAES, C. NABINGER, F. P. C. DE CARVALHO (Hrsg.): *Grassland ecophysiology and grazing ecology*. – CAB International, Wallingford, UK, pp 61–84.
- DETLING, J. K. (1988): Grassland and savannas: Regulation of energy flow and nutrient cycling by herbivores. – In: POMEROY, L. R., J. J. ALBERTS (Hrsg.): *Concepts of ecosystem ecology: A comparative view*. – Springer, Berlin, pp 131–148.
- DE VISSER, R., H. VIANDEN, H. SCHNYDER (1997): Kinetics and relative significance of remobilized and current C and N incorporation in leaf and root growth zones of *Lolium perenne* after defoliation – assessment by C-13 and N-15 steady-state labelling. *Plant Cell & Environment* 20, 37–46.
- DI, H. J., K. C. CAMERON (2002): Nitrate leaching in temperate agroecosystems: Sources, factors and mitigating strategies. – *Nutr. Cycling in Agroecosyst.* 46, 237–256.
- DURAND, J.-L., B. ONILLON, H. SCHNYDER, I. RADEMACHER (1995): Drought effects on cellular and spatial parameters of leaf growth in tall fescue. – *J. Exp. Bot.* 46, 1147–1155.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER, D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – In: *Scripta Geobotanica*. – Bd. 18, 2. Aufl. – E. Goltze, Göttingen.
- ETZKORN, K., D. WILL (2009): Die amtliche Bodenschätzung. – Kap. 4.2.7 in diesem Handbuch.
- FIENER, P., K. AUERSWALD (2003a): Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. – *J. Environ. Qual.* 32, 927–936.
- FIENER, P., K. AUERSWALD (2003b): Concept and effects of a multipurpose grassed waterway. – *Soil Use & Manag.* 19, 65–72.
- FREIBAUER, A., M. KALTSCHMITT (2003): Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. – *Biogeochem.* 63, 93–115.
- FREIBAUER, A., M. D. A. ROUNSEVELL, P. SMITH, J. VERHAGEN (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. – *Geoderma* 122, 1–23.
- GRIME, J. P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. – Wiley, New York.
- GRIMOLDI, A. A., M. KAVANOVA, F. A. LATTANZI, R. SCHÄUFELE, H. SCHNYDER (2006): Arbuscular mycorrhizal colonization on carbon economy in perennial ryegrass: Quantification by ^{13}C / ^{12}C steady-state labelling and gas exchange. – *New Phytol.* 172, 544–553.
- HAYNES, R. J., P. H. WILLIAMS (1993): Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. – *Adv. in Agron.* 49, 119–199.
- HOLST, J., C. LIU, Z. YAO, N. BRÜGGEMANN, X. ZHENG, X. HAN, K. BUTTERBACH-BAHL (2007): Importance of point sources on regional nitrous oxide fluxes in semi-arid steppe of Inner Mongolia, China. – *Plant Soil* 296, 209–226.
- JAKOBSEN, I., B. D. CHEN, L. MUNKVOLD, T. LUNDSGAARD, Y. G. ZHU (2005): Contrasting phosphate acquisition of mycorrhizal fungi with that of root hairs using the root hairless barley mutant. – *Plant, Cell & Environ.* 28, 928–938.
- JOBBAGY, E. G., R. B. JACKSON (2000): The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. – *Ecol. Appl.* 10, 423–436.
- KAYSER, M., J. ISSELSTEIN (2005): Potassium cycling and losses in grassland systems: A review. – *Grass & Forage Sci.* 60, 213–224.
- KINZELBACH, W., R. R. VAN DER PLOEG, U. ROHMANN, M. RÖDELSPERGER (1992): Modellierung des regionalen Transports von Nitrat: Fallbeispiel Bruchsal-Karlsdorf. – In: KOBUS, H. (Hrsg.): *Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser*. – VCH, Weinheim.
- KLAPP, E. (1971): *Wiesen und Weiden*. – 4. Aufl. – P. Parey, Berlin.
- KOIDE, R. T. (1991): Nutrient supply, nutrient demand and plant response to mycorrhizal infection. – *New Phytol.* 117, 365–386.
- KRAMER, P. J., J. S. BOYER (1995): *Water relations of plants and soils*. – Acad. Press, San Diego, USA.
- KUHLBUSCH, T. A. J., M. O. ANDREAE, H. CACHIER, J. G. GOLDAMMER, J.-P. LACAUX, R. SHEA, P. J. CRUTZEN (1996): Black carbon formation by savanna fires: Measurements and implications for the global carbon cycle. – *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 101, 23651–23665.
- LANDOLT, E. (1977): *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. – Veröff. Geobot. Inst. Eidg. Techn. H., 64. H. – Stiftung Rübel, Zürich.
- LATTANZI, F. A., H. SCHNYDER, B. THORNTON (2004): Defoliation effects on carbon and nitrogen substrate import and tissue-bound efflux in leaf growth zones of grasses. *Plant Cell Environ.* 27, 347–356.
- LEMAIRE, G. (1988): Sward dynamics under different management programs. – In: Proc. 12th Gen. Meet. Europ. Grassl. Federat., 4.–7.07.1988 in Dublin. Ed. Irish Grassland Associat., Belclare, Ireland.
- LEMAIRE, G., F. GASTAL (1997): N uptake and distribution in plant canopies. – In: LEMAIRE, G. (Hrsg.): *Diagnosis of the nitrogen status in crops*. – Springer, Berlin.
- MARRIOTT, C. A., M. FOTHERGILL, B. JEANGROS, M. SCOTTON, F. LOUAULT (2004): Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland areas. A review. – *Agronomie* 24, 447–462.
- MATTHEW, C., E. N. VAN LOO, E. R. THOM, L. A. DAWSON, D. A. CARE (2001): Understanding shoot and root development. – Proc. XIX Int. Grassland Congr. 10.–21.02.2001 in Sao Pedro, Brasilien. Ed. FEALQ, ebenda.
- MOSIER, A. R. (1998): Soil processes and global change. – *Biol. Fert. Soils* 27, 221–229.
- MOSIER, A. R., D. SCHIMEL, D. VALENTINE, K. BERNSON, W. PARTON (1991): Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. – *Nature* 350, 330–332.
- MUNSHOWER, F. F. (Hrsg.) (1994): *Disturbed land revegetation*. – Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- NEILSON, R., D. ROBINSON, C. A. MARRIOTT, C. M. SCRIMGEOUR, D. HAMILTON, J. WISHART, B. BOAG, L. L. HANDLEY (2002): Above-ground grazing affects floristic composition and modifies soil trophic interactions. – *Soil Biol. Biochem.* 34, 1507–1512.
- OECD (2001): *Environmental indicators for agriculture*. Vol. 3. Methods and Results. – Organisat. Econ. Co-Operat. & Develop. Publ. Serv., Paris.
- PARTON, W. J., J. M. SCURLOCK, D. S. OJIMA, D. S. SCHIMEL, D. O. HALL, SCOPEGRAM GROUP MEMBERS (1995): Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. – *Global Change Biol.* 1, 13–22.
- POST, W. M., K. C. KWON (2000): Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. – *Global Change Biol.* 6, 317–327.
- RAICH, J. W., A. TUFEKIOGLU (2000): Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. – *Biogeochem.* 48, 71–90.
- REICHHOLF, J. H. (2006): *Tiere in Grasland-Ökosystemen*. – Rundgespr. Komm. Ökologie 31 (Gräser und Grasland), 47–57, F. Pfeil, München.
- RIEDER, J. B. (1983): *Dauergrünland*. – V. Agrar, München.

- RODIONOV, A., W. AMELUNG, L. HAUMAIER, I. URUSEVSKAJA, W. ZECH (2006): Black carbon in the zonal steppe soils of Russia. – *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 363–369.
- ROTHKEGEL, W. (1950): Geschichtliche Entwicklung der Bodenbonitierung und Wesen und Bedeutung der deutschen Bodenschätzung. – Ulmer, Stuttgart.
- ROWARTH, J. S., R. W. TILLMAN, A. G. GILLINGHAM, P. E. H. GREGG (1992): Phosphorus balances in grazed, hill-country pastures: The effect of slope and fertiliser input. – *New Zealand J. Agric. Res.* 35, 337–342.
- RYSER, P., P. URBAS (2000): Ecological significance of leaf life span among Central European grass species. – *Oikos* 91, 41–50.
- SALETTE, J., L. HUCHE (1991): Diagnostic de l'état de nutrition minérale d'une prairie par l'analyse minérale du végétal: principe, mise en oeuvre, exemples. – *Fourrages* 125, 3–18.
- SAUER, S., T. HARRACH (1996): Stickstoffverlagerung unter spätbeweidetem Grünland. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 159, 31–35.
- SCHIMEL, D. S. (1995): Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. – *Global Change Biol.* 1, 77–91.
- SCHIMEL, D. S., J. I. HOUSE, K. A. HIBBARD, et al. (2001): Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. – *Nature* 414, 169–172.
- SCHNYDER, H. (2006): Physiologische und morphogenetische Grundlagen zum Regenerationsvermögen der Gräser. – *Rundgespr. Kom. Ökologie* 31 (Gräser und Grasland), 39–46, F. Pfeil, München.
- SCHNYDER, H., F. MAYER, F. LOCHER, K. AUERSWALD (2004): Ökosystem Weide: Nährstofftransfers der Weidetiere und ihre Auswirkungen auf Bodennährstoffpools. – *FAM-Ber.* 62, 51–58, GSF–Forsch.z. Umwelt & Gesundh., Neuherberg.
- SCHWEIGER, P. F., A. D. ROBSON, N. J. BARROW (1995): Root hair length determines beneficial effect of a *Glomus* species on shoot growth of some pasture species. – *New Phytol.* 131, 247–254.
- SIEPEL, H., C. F. VAN DE BUND (1988): The influence of management practices on the microarthropod community of grassland. – *Pedobiol.* 31, 339–354.
- STAHR, K. (2002): International übliche Verfahren der Bodenbewertung. – In: SCHEFFER F., P. SCHACHTSCHABEL: *Lehrbuch der Bodenkunde*. – 15. Aufl. – Spektrum, Heidelberg.
- STREBEL, O., J. BÖTTCHER, M. EBERLE, R. ALDAG (1988): Quantitative und qualitative Veränderungen im A-Horizont von Sandböden nach Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 151, 341–348.
- UNDP (UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME) (2000): A guide to world resources 2000–2001: People and ecosystems: The fraying web of life. – World Res. Inst. Washington, DC.
- VAN DER PLOEG, R. R., H. RINGE, G. MACHULLA, D. HERMSMEYER. (1997): Postwar nitrogen use efficiency in West German agriculture and groundwater quality. – *J. Environ. Qual.* 26, 1203–1212.
- VAN DER PLOEG, R. R., W. EHLERS, F. SIEKER (1999): Adverse environmental effects of meadowland area decline in former West Germany. – *Naturw.* 86, 313–319.
- VOEKS, R. A., M. RAHMATIAN (2004): The providence of nature: Valuing ecosystem services. – *Int. J. Environ. Sci. & Technol.* 1, 151–163.
- WATKINSON, A. R., S. J. ORMEROD (2001): Grasslands, grazing and biodiversity: Editors' introduction. – *J. Appl. Ecol.* 38, 233–237.
- WEZEL, A., J.-L. RAJOT, C. HERBRIG (2000): Influence of shrubs on soil characteristics and their function in Sahelian agro-ecosystems in semi-arid Niger. – *J. Arid Environ.* 44, 383–398.
- WHITE, R. P., S. MURRAY, M. ROHWEDER (2000): Grassland ecosystems. – World Res. Inst., Washington, DC.
- WHITEHEAD, D. C. (1995): Grassland nitrogen. – CABI Publ., Wallingford, UK.
- WHITEHEAD, D. C. (2000): Nutrient elements in grassland. – CABI Publ., Wallingford, UK.
- WHITTAKER, R. H. (1970): Communities and ecosystems. – Macmillan, London.
- WIECHMANN, H., H.-P. BLUME (2008): Bodenlandschaften kühl-humider Zonen. – Kap. 3.4.5.2 in diesem Handbuch.
- YANG, J. Z., C. MATTHEW, R. E. ROWLAND (1998): Tiller axis observations for perennial ryegrass (*Lolium perenne*) and tall fescue (*Festuca arundinacea*): Number of active phytomers, probability of tiller appearance, and frequency of root appearance per phytomer for three cutting heights. – *New Zealand J. Agric. Res.* 41, 11–17.

Prof. Dr. Karl AUERSWALD
 und Prof. Dr. Hans SCHNYDER
 Lehrstuhl für Grünlandlehre
 TU München-Weihenstephan
 85350 Freising
 Tel.: 08161 713965
 E-Mail: auerswald@wzw.tum.de