

Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland

A. BOHNER und G. EDER

Einleitung

Eine gesunde Ernährung des Menschen ist nur durch fruchtbare und schadstoffarme Böden sowie durch ein ausreichendes und qualitativ gutes Trinkwasser gesichert. Das Grundwasser bildet die Basis für die Trinkwasserversorgung. In der Steiermark beispielsweise erfolgt die Trinkwasserversorgung zu 65 % aus dem Grundwasser, die restlichen 35 % entfallen auf Quellen (mündliche Auskunft Amt der Steiermärkischen Landesregierung Fachabteilung 19A Wasserwirtschaftliche Planung und Hydrographie). Die EU-Wasserrahmenrichtlinie plädiert daher für einen flächendeckenden Grundwasserschutz und für eine gute chemisch-biologische Qualität des Grundwassers. Auch im wasserreichen Österreich, wo derzeit noch ausreichend Grundwasservorräte vorhanden sind und ständig neu gebildet werden, ist die Sicherung von Qualität und Quantität des Grundwassers für die zukünftige Trinkwasserversorgung unerlässlich. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert, neben dem generellen Verschlechterungsverbot von Grundwasser, auch die Gefährdung eines Grundwasserkörpers gegenüber Verschmutzungen einzuschätzen und daraus entsprechende Sanierungsmaßnahmen abzuleiten.

Eine intensive Landwirtschaft führt gebietsweise zu diffusen Nährstoffeinträgen in das oberflächennahe Grundwasser (WOLFF, 2003). Ernstzunehmende Gefahren bezüglich der Trinkwasserqualität gehen in erster Linie von Grundwasser-gefährdenden Kulturarten wie beispielsweise Silo- und Körnermais, düngungsintensive Sonderkulturen oder Fruchtfolgen mit hohem Hackfruchtanteil aus (AMBERGER, 1983). Dem Dauergrünland hingegen wird in der internationalen Literatur bei standortangepasster Bewirtschaftung im allgemeinen ein geringes Grundwasser-Gefährdungspotential attestiert (JUNG, 1972; CZERATZKI, 1972, 1973; WOODMAN-

SEE, 1978; VETTER und STEFFENS, 1981; STREBEL und RENGER, 1982; JAGNOW und SÖCHTIG, 1983; EDER, 1985; MEISSNER et al., 1991). Aufgrund der großen flächenmäßigen Bedeutung in Österreich (Tabelle 1), wegen der unterschiedlichen Bewirtschaftungsarten und -intensitäten und aufgrund der weiten Amplitude der Grünlandstandorte ist es dennoch notwendig, die von einer Grünlandbewirtschaftung ausgehenden potentiellen Belastungen des Grundwassers und der Oberflächengewässer durch Nähr- und Schadstoffe unter repräsentativen österreichischen Verhältnissen zu untersuchen und darzustellen.

Zur Beurteilung einer Grundwasserbelastung durch vertikale Verlagerung gelöster Stoffe im Boden benötigt man Daten über die Qualität und Quantität des Sickerwassers. Monolithische Feldlysimeter eignen sich besonders gut, Stoffverlagerungen im Boden zu verfolgen. Nur die Lysimetertechnik bietet die Möglichkeit, den Stoffaustrag mit dem Sickerwasser unter weitgehend natürlichen Standortbedingungen zu quantifizieren (MEISSNER et al., 2000). Die Quantität und Qualität des Sickerwassers an der Untergrenze des Wurzelraumes ist ein guter Indikator für die Grundwasser-Belastungsgefahr, die von verschiedenen Kulturarten und Nutzungsintensitäten ausgeht; allerdings müssen Qualitätsänderungen, die das Sickerwasser

Tabelle 1: Kulturarten in Österreich im Kalenderjahr 2003; Quelle: STATISTIK AUSTRIA, 2005

	Fläche in	
	ha	%
Ackerland	1.395.274	18,5
Hausgärten	6.593	0,1
Dauerkulturen	70.645	0,9
Dauergrünland	1.917.393	24,4
Forstwirtschaftlich genutzte Fläche	3.260.300	43,2
Unproduktive Flächen	868.410	12,9
Gesamt	7.518.615	100,0

auf dem weiteren Weg hin zum Grundwasser erfährt, wie beispielsweise ein Nitratabbau durch Denitrifikation, berücksichtigt werden (KREUTZER, 1981).

Die Boden- und Grundwasserbelastung sowie der Düngerbedarf für die einzelnen Kulturarten werden sehr häufig aufgrund von Nährstoffbilanzen beurteilt. Dazu sind sowohl Daten über die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser für die einzelnen Kulturarten als auch Daten über die Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre durch Nasse Deposition unbedingt erforderlich.

Mit der vorliegenden Arbeit werden daher primär folgende Ziele verfolgt:

- Bereitstellung von Daten und Informationen über den chemischen Zustand von Böden des Wirtschaftsgrünlandes aus repräsentativen österreichischen Grünlandgebieten
- Bereitstellung von Daten über die Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre durch Nasse Deposition sowie Quantifizierung der jährlichen Grundwasserneubildungshöhe unter Dauergrünland
- Bewertung der chemischen Zusammensetzung des Sickerwassers in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes sowie Quantifizierung der Stofffrachten unter Dauergrünland
- Beurteilung der Belastungsgefahr für Grundwasser und Oberflächengewässer durch Grünlandbewirtschaftung
- Dokumentation von Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in Oberflächengewässer.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein durchgeführt. Die Lysimeteranlage und die dazugehörigen Feldversuche befinden sich auf einer Eisrandterrasse in nahezu

Autoren: Dr. Andreas BOHNER und Dr. Gerfried EDER, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft (HBLFA) Raumberg-Gumpenstein, Abteilung Umweltökologie, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

ebener Lage in 700 m Seehöhe. Die geographischen Koordinaten lauten 47°36.752' N und 14°30.874' E. Die Juli-Temperatur beträgt im langjährigen Mittel (1953-2004) 16,4 °C, die Jänner-Temperatur -3,5 °C und die Jahresmittel-Temperatur 6,9 °C. Der Jahres-Niederschlag macht im Durchschnitt 1031 mm aus. Die Niederschläge sind relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt. In der Vegetationsperiode (April bis September) fallen etwa 63 % des Jahres-Niederschlags. Der Juli ist im langjährigen Mittel der niederschlagreichste Monat gefolgt vom August; im Februar fallen die geringsten Niederschlagsmengen. Die Schneedeckenperiode beträgt im langjährigen Mittel 101 Tage im Jahr und die frostfreie Zeit erstreckt sich über 173 Tage. Das Untersuchungsgebiet weist ein winterkaltes, sommerkühles, relativ niederschlag- und schneereiches, kontinental beeinflusstes Talbeckenklima auf (PILGER, 2005). Für die Vegetation sind vor allem die Temperatur und die Länge der Vegetationsperiode die begrenzenden klimatischen Faktoren. Das vorherrschende Klima begünstigt die Grünlandwirtschaft und die Viehzucht. Im Untersuchungsgebiet ist daher der überwiegende Teil der landwirtschaftlich genutzten Fläche Dauergrünland, während der Ackerbau flächenmäßig eine geringe Bedeutung hat. Die Lysimeteranlage und die dazugehörigen Versuchsflächen an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein repräsentieren in klimatischer und pedologischer Hinsicht einen charakteristischen österreichischen Grünlandstandort.

Der Feldversuch mit der Kulturart Dauergrünland wurde 1992 in zweifacher Wiederholung angelegt und seitdem unter gleichbleibenden Bedingungen bewirtschaftet und gedüngt. Jede Versuchsparzelle hat eine Fläche von 20 m². Die Böden sind tiefgründige Braunerden aus fluvioglazialen Sedimenten mit der Bodenart lehmiger Sand. Der Wasserhaushalt ist frisch (gut versorgt). Die Oberböden befinden sich im ökologisch günstigen Silikat-Pufferbereich. Das $C_{org}:N_{tot}$ -Verhältnis ist ziemlich eng. Die Oberböden sind gut mit $CaCl_2$ -extrahierbarem Magnesium, ausreichend mit lactatlöslichem Phosphor und sehr schlecht mit lactatlöslichem Kalium versorgt. Die Oberböden weisen eine überaus niedri-

Tabelle 2: Allgemeine Bodenkennwerte (0-25 cm Bodentiefe)

$CaCl_2$ pH	$\mu S\ cm^{-1}$ eL	% Humus	% N_{tot}	$C_{org}:N_{tot}$	P_{CAL}	$mg\ kg^{-1}$ K_{CAL}	$Mg\ CaCl_2$
5,7	61	3,7	0,22	9,5	53	25	90

eL = elektrische Leitfähigkeit; P_{CAL} = lactatlöslicher Phosphor-Gehalt; K_{CAL} = lactatlöslicher Kalium-Gehalt; $Mg\ CaCl_2$ = $CaCl_2$ -extrahierbarer Magnesium-Gehalt

Tabelle 3: Allgemeine Bodenkennwerte (0-25 cm Bodentiefe)

mval 100 g ⁻¹ KAK_{eff}	BS	Ca	% Mg	K	Na	S	% Z	T
9,1	97	81	13	1,1	1,1	39	55	6

KAK_{eff} = effektive Kationenaustauschkapazität (BaCl₂-Extrakt); BS = Basensättigung; S = Sand; Z = Schluff; T = Ton

ge effektive Kationenaustauschkapazität (BaCl₂-Extrakt) sowie eine hohe Basensättigung auf. Aus pflanzenbaulicher Sicht ungünstig ist die sehr niedrige Kalium-Sättigung (Tabelle 2, 3). Die Dauerwiese wird dreimal pro Jahr gemäht. Gedüngt wird mit Hyperphosphat im Frühjahr (90 kg P₂O₅ pro Hektar; dies entspricht 39,3 kg P pro Hektar) sowie mit Patentkali im Frühjahr und nach dem ersten Schnitt (jeweils 100 kg K₂O pro Hektar; dies entspricht jeweils 83 kg K pro Hektar). Die Dauerwiese wurde 1992 in Form von Klee gras angesät. In einem Klee-reichen Pflanzenbestand ist der Grünlandertrag auch ohne Dünger-Stickstoff relativ hoch; daher wurde in diesem Feldversuch auf eine mineralische Stickstoff-Düngung verzichtet. Allerdings hat sich der Klee-Anteil während der Versuchsjahre 2002 bis 2004 allmählich von 40 % auf 37 % und schließlich auf 31 % reduziert.

Für diese Studie wurden die Versuchsjahre 2002 bis 2004 aufgrund der sehr unterschiedlichen Jahreswitterung ausgewertet. Die Jahre 2002 und 2003 waren im Untersuchungsgebiet aus klimatischer Sicht Extremjahre. Das Jahr 2002 war sowohl in der Vegetationsperiode (April bis September) als auch im gesamten Jahresverlauf deutlich niederschlagreicher und wärmer als das langjährige Mittel (1953-2004). Das Jahr 2003 hingegen war sowohl in der Vegetationsperiode als auch im gesamten Jahresverlauf beträchtlich niederschlagärmer und wärmer als das langjährige Mittel. Das Jahr 2004 war über das Jahr betrachtet aus klimatischer Sicht annähernd ein Durchschnittsjahr, wobei allerdings die Niederschlagsmenge während der Vegetationsperiode

über dem langjährigen Mittel lag (Tabelle 7).

Zur Quantifizierung der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser wurden die Sickerwassermengen mit Hilfe eines monolithischen Feldlysimeters erfasst. Dieser hat eine kreisförmige Oberfläche von 1 m². Die Sickerwassergewinnung erfolgte über Freiausläufe an der Lysimeterunterkante in 1,5 m Bodentiefe. Die Durchwurzelungstiefe beträgt im Untersuchungsgebiet unter Dauergrünland ca. 60 cm, wobei einzelne Grünland-Pflanzenarten allerdings auch maximale Wurzeltiefen von 1 m und mehr erreichen können (SOBOTIK, mündlich). Somit werden mit Hilfe der monolithischen Feldlysimeter die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone erfasst. Die Nährstoffausträge wurden durch Multiplikation der Sickerwassermenge mit der Nährstoffkonzentration im Sickerwasser berechnet. Zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre wurde die Nasse Deposition mit einem Niederschlags-sammler erfasst. Die deponierte Nährstoffmenge wurde aus der Nährstoffkonzentration im Niederschlag und der Niederschlagsmenge berechnet. Die Bestimmung der Nährstoffkonzentration im Sickerwasser und im Niederschlag erfolgte mit der Ionenchromatographie. Analysiert wurden die Makronährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium sowie das "nützliche" Element Natrium. Unberücksichtigt blieben in dieser Arbeit Schwefel und der gelöste organische Stickstoff. Darüber wird zu einem späteren Zeitpunkt berichtet. Der landwirtschaftlich nutzbare Ertrag wurde mit den üblichen Methoden bestimmt.

Tabelle 4: Intensität der Grünlandbewirtschaftung, Bodenwasserhaushalt und ausgewählte bodenchemische Kennwerte (0-10 cm Bodentiefe) von bedeutenden Grünland-Pflanzengesellschaften; Quelle: BOHNER, 2005a,b

Pflanzengesellschaft	n	IGB	BWH	CaCl ₂ pH	% C _{org}	% N _{tot}	C _{org} :N _{tot}	mg kg ⁻¹		H ₂ O P
								P	K	
Frauenmantel-Weidelgras-Weiden	24	4-5	kwf	6,0	5,5*	0,6*	9,0	57*	161*	8*
Weißklee-Gewöhnliches Rispengras-Mähweiden	52	4-5	kwf	6,0	6,5*	0,7	9,3	44*	139*	5*
Wald-Storchnabel-Goldhafer-Wiesen	46	2-3	fr	6,0	7,9*	0,8*	9,8	40*	103*	8*
Kriech-Schaumkresse-Goldhafer-Wiesen	30	2-3	fr	5,2	5,7	0,7	10,1	38*	97*	10*
Frauenmantel-Glatthafer-Wiesen	45	3-4	fr	6,5	6,7*	1,0*	9,5	36*	91*	7*
Rotschwingel-Straußgras-Wiesen	45	1-2, eB	fr-kwf	4,8	7,7*	0,6	12,0	30*	108	6*
Kohldistel-Schlangen-Knötterich-Wiesen	19	2	mn-mf	5,8	9,8*	1,1*	10,6	28*	88*	5*
Rotschwingel-Weißklee-Weiden	13	eB	fr-kwf	5,5	4,4	0,5	9,4	23*	73*	2*
Narzissen-Wiesen	41	1-2, eB	mf-ht	5,3	7,1	0,6	11,2	16*	99*	3*
Iris-Wiesen	28	1	mn-mf	6,0	9,7*	0,8*	11,8	15	115*	2*
Trespen-Halbtrockenrasen	22	1-2, eB	ht	6,9	5,8	0,6	10,5	14	104*	2*

n = Anzahl der Bodenanalysen; IGB = Intensität der Grünlandbewirtschaftung (Anzahl der Schnitte/Weidegänge, eB = extensive Beweidung); BWH = Bodenwasserhaushalt (mn = mäßig nass, mf = mäßig feucht, kwf = krumenwechselfeucht, fr = frisch (ausgeglichen), ht = halbtrocken); P_{CAL/DL} und K_{CAL/DL} = lactatlöslicher Phosphor- und Kalium-Gehalt; P_{H₂O} = wasserlöslicher Phosphor-Gehalt; * = Variabilitätskoeffizient > 30 %

Ergebnisse und Diskussion

Bodenchemische Kennwerte der Böden des Wirtschaftsgrünlandes

Eine wesentliche Voraussetzung für die Beurteilung der Grundwasser-Belastungsgefahr durch Grünlandbewirtschaftung ist die Kenntnis von Zustand und Dynamik der Grünlandböden, denn die Bodeneigenschaften beeinflussen sehr wesentlich die Qualität und Quantität des Sickerwassers. In der *Tabelle 4* sind ausgewählte bodenchemische Kennwerte aus dem Oberboden (0-10 cm Bodentiefe) von bedeutenden Grünland-Pflanzengesellschaften angeführt. Für die Standortbeurteilung und die Düngerbedarfs-ermittlung sind vor allem die Nährstoffgehalte im Oberboden entscheidend, denn in den obersten 10 cm befindet sich der Großteil der unterirdischen Phyto-masse (durchschnittlich 80 %) der Grünlandpflanzen. Die umfangreichen boden- und vegetationskundlichen Untersuchungen wurden im Mittleren Steirischen Ennstal und im Steirischen Salzkammergut durchgeführt. Die Oberböden des untersuchten Wirtschaftsgrünlandes befinden sich meist im ökologisch günstigen Silikat-Pufferbereich (pH CaCl₂: 6.2-5.0) (*Tabelle 4, Abbildung 1*). Nur die Oberböden der Rotschwingel-Straußgraswiesen kommen bevorzugt im Austauscher-Pufferbereich (pH CaCl₂: 5.0-4.2) und jene der Trespen-Halbtrockenrasen im Karbonat-Pufferbereich (pH CaCl₂: > 6.2) vor. Grünlandböden weisen im allgemeinen einen relativ hohen Humusgehalt auf; sie sind wegen der

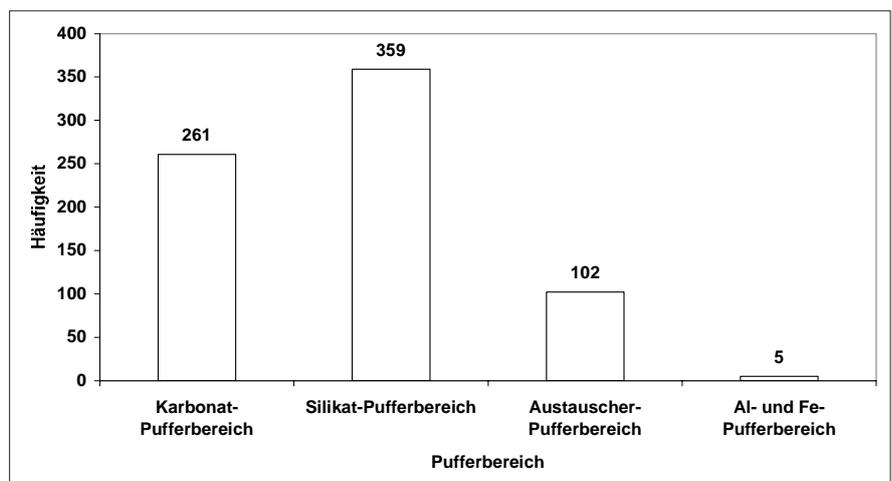


Abbildung 1: pH-Werte (CaCl₂) der untersuchten Grünlandböden (n = 727); Karbonat-Pufferbereich: pH 6.2-8.3; Silikat-Pufferbereich: pH 6.2-5.0; Austauscher-Pufferbereich: pH 5.0-4.2; Aluminium- und Aluminium/Eisen-Pufferbereich: pH < 4.2

größeren Menge an ober- und unterirdischen Bestandesabfällen und aufgrund der wärmebedingten niedrigeren Mineralisierungsrate in der Regel humusreicher als Ackerböden in vergleichbarer Lage. Der C_{org}-Gehalt variiert in den Oberböden der untersuchten Weide-, Mähweide- und Dauerwiesengesellschaften zwischen 4,4 % und 7,9 %. In den hydromorphen Böden der untersuchten Feucht- und Nasswiesengesellschaften beträgt der C_{org}-Gehalt im Durchschnitt 9,7 bzw. 9,8 %. Hydromorphe Grünlandböden sind aufgrund der langsameren und geringeren Bodenerwärmung sowie schlechteren Bodendurchlüftung (Sauerstoffmangel) und der daraus resultierenden gehemmten Humusmineralisation im allgemeinen humusreicher als terrestrische Grünlandbö-

den in vergleichbarer Lage. Mit einem hohen Humusgehalt ist - neben einer großen potentiellen Kationenaustauschkapazität - in der Regel auch ein hoher Stickstoff-Gehalt und damit ein hohes potentielles Stickstoff-Nachlieferungspotential während der Vegetationsperiode verbunden. Ein hoher Stickstoff-Gehalt führt allerdings insbesondere in hydromorphen Böden nicht automatisch zu einer hohen mineralischen Stickstoff-Konzentration in der Bodenlösung und somit zu einer hohen Stickstoff-Verfügbarkeit für die Pflanzen, weil die Stickstoff-Mineralisierung aufgrund der relativ geringen Bodenerwärmung und schlechten Bodendurchlüftung gehemmt ist. Der Stickstoff-Gehalt der bodenbildenden Gesteine ist im allgemeinen sehr gering (*Tabelle 5*). Durch Verwitterung

Tabelle 5: Elementgehalt von Krustengesteinen; Quelle: SPOSITO, 1998

N	P	mg kg ⁻¹			
		K	Ca	Mg	Na
25	1000	21000	41000	23000	23000

der Minerale wird deshalb nur sehr wenig Stickstoff nachgeliefert. Der Stickstoff-Gehalt im Boden ist somit in erster Linie vom Humusgehalt und seinem C:N-Verhältnis, von der Menge und Qualität der Bestandesabfälle sowie von der Bodenart abhängig. Der totale Stickstoff-Gehalt in den obersten 10 cm beträgt bei den untersuchten Grünlandböden je nach Standort und Pflanzengesellschaft im Durchschnitt 0,5 bis 1,1 %. Beinahe der gesamte Stickstoff im Grünlandboden (meist um 99 %) ist als organischer Stickstoff im Humus gespeichert (Tabelle 11). Dieser große organische Stickstoff-Pool ist aber nicht direkt pflanzenverfügbar. Deswegen haben Grünlandböden im allgemeinen nur einen hohen Gehalt an potentiell mineralisierbarem Stickstoff im Oberboden. Sie enthalten je nach Bodentyp und Standort ca. 4.000 bis 10.000 kg Stickstoff pro Hektar in 0-10 cm Bodentiefe. Bei einer durchschnittlichen Stickstoff-Mineralisationsrate von 1 bis 3 % werden in den Grünlandböden jährlich etwa 40 bis 300 kg Stickstoff pro Hektar aus diesem organischen Stickstoff-Vorrat des Bodens nachgeliefert. Das Ausmaß dieser standortabhängigen Stickstoff-Nachlieferung hängt in erster Linie vom organischen Stickstoff-Vorrat und C:N-Verhältnis im Boden, vom Bodenwasserhaushalt und von der Bodentemperatur ab. Günstig für eine hohe Stickstoff-Mineralisierung sind ein enges C:N-Verhältnis (um 10:1), Bodentemperaturen zwischen 20 und 25 °C, ein mittlerer Bodenwassergehalt sowie eine gute Durchlüftung des Bodens. Kälte, Trockenheit, Nässe, ein niedriger Boden-pH-Wert (Aluminium- und Eisen-Pufferbereich) und ein weites C:N-Verhältnis im Oberboden (über 20-25:1) hemmen die Stickstoff-Mineralisation im Boden. Für feuchte Kohldistel-Wiesen wird von ELLENBERG (1977) eine mineralische Stickstoff-Nachlieferung von 50 bis 170 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr und für gedüngte Glatthaferwiesen eine Größenordnung zwischen 130 und 260 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr angege-

ben. In den nicht gedüngten Streuwiesen (Pfeifengraswiesen) liegt die Spanne der jährlichen Stickstoff-Nettomineralisation in einem Bereich von 0 bis 40 kg Stickstoff pro Hektar und in den Trespen-Halbtrockenrasen bei 20 bis 30 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (ELLENBERG, 1977). Nach RÜCK und STAHR (1995) beträgt die mineralische Stickstoff-Nachlieferung aus dem organischen Stickstoff-Vorrat der Grünlandböden 50 bis 444 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr; dies entspricht 0,8 bis 3,7 % vom gesamten Stickstoff-Vorrat der Oberböden. Eine weitere wesentliche natürliche Stickstoff-Quelle für Grünlandökosysteme ist die Luft-Stickstoff-Bindung durch Knöllchenbakterien; pro Prozent Leguminosenanteil im Pflanzenbestand werden ca. 1 bis 5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr in den Boden eingetragen. Außerdem wird den Grünlandböden über den Niederschlag im Durchschnitt auch noch ungefähr 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr zugeführt (Tabelle 6). Das C:N-Verhältnis im Oberboden ist ein Maß für die Humusqualität. Mit abnehmender natürlicher Standortbonität, verminderter biologischer Aktivität und reduzierter Nutzungsintensität erweitert sich im allgemeinen das C:N-Verhältnis im Oberboden, wodurch die Humusqualität sinkt. Das $C_{org}:N_{tot}$ -Verhältnis variiert in den Oberböden der untersuchten Weide-, Mähweide- und Dauerwiesengesellschaften zwischen 9,0 und 12,0, wobei die durchschnittlich niedrigsten (günstigsten) Werte in den relativ intensiv genutzten Kulturweiden (Frauenmantel-Weidelgras-Weiden) und Mähweiden (Weißklee-Gewöhnliches Rispengras-Mähweiden) und die höchsten Werte in den extensiv genutzten Narzissen-Wiesen und Rotschwingel-Straußgraswiesen erzielt werden. In den hydromorphen Böden der untersuchten Feucht- und Nasswiesengesellschaften beträgt das $C_{org}:N_{tot}$ -Verhältnis im Durchschnitt 10,6 bzw. 11,8. Hydromorphe Grünlandböden sind aufgrund der lang-

sameren und geringeren Bodenerwärmung und schlechteren Bodendurchlüftung nicht nur humusreicher als terrestrische Grünlandböden in vergleichbarer Lage; auch das C:N-Verhältnis ist wegen der langsameren Humusmineralisation infolge gehemmter biologischer Aktivität in der Regel etwas weiter. Dem relativ hohen Stickstoff-Vorrat der Grünlandböden steht kein entsprechender Phosphor-Vorrat gegenüber. Das Verhältnis N : P (Stickstoff-Totalgehalt : Königswasser-extrahierbarer Phosphor-Gehalt) macht im Oberboden ca. 2,5 : 1 aus. Der Phosphor-Vorrat (Königswasser-Extrakt) beträgt in der Bodentiefe 0-10 cm bei einer angenommenen Lagerungsdichte von 1,0 g cm⁻³ im Durchschnitt etwa 1400 kg Phosphor pro Hektar. Der naturbedingte lactatlösliche Phosphor-Gehalt ist in Grünlandböden im allgemeinen sehr niedrig (unter 25 mg P_{CAL} pro kg Feinboden), weil durch Verwitterung der bodenbildenden Gesteine relativ wenig Phosphor nachgeliefert wird (Tabelle 5). Auch der Phosphor-Eintrag über den Niederschlag ist mit durchschnittlich 0,3 kg pro Hektar und Jahr gering (Tabelle 6). Die wichtigste Phosphor-Quelle für Grünlandböden ist daher die Düngung. Der Gehalt an lactatlöslichem Phosphor ist in den Oberböden der relativ intensiv genutzten Kulturweiden (Frauenmantel-Weidelgras-Weiden) und Mähweiden (Weißklee-Gewöhnliches Rispengras-Mähweiden) im Durchschnitt am höchsten und in den Oberböden der extensiv genutzten Trespen-Halbtrockenrasen, Iris-Wiesen (Streuwiesen) und Narzissen-Wiesen am niedrigsten. Beim lactatlöslichen Kalium ist dieser bewirtschaftungs- und nutzungsbedingte Unterschied zwischen den einzelnen Pflanzengesellschaften nicht mehr so deutlich ausgeprägt; auch Streuwiesen wie beispielsweise Iris-Wiesen können relativ hohe Gehalte an lactatlöslichem Kalium im Oberboden aufweisen. Der Kalium-Gehalt im Boden und somit der Kalium-Düngerbedarf

Tabelle 6: Jährliche Nährstoffeinträge (kg ha⁻¹) mit dem Niederschlag an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (arithmetischer Mittelwert 2002-2004)

	mm	kg ha ⁻¹					
		N _{anorg}	P	K	Ca	Mg	Na
Niederschlag	1108	11,8	0,3	1,7	35,0	3,3	1,6

$$N_{anorg} = NH_4-N + NO_3-N$$

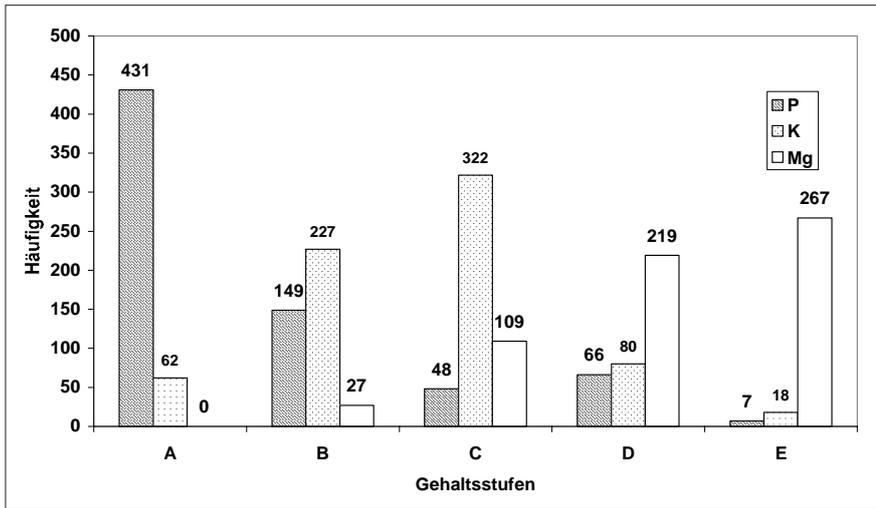


Abbildung 2: Phosphor-, Kalium- und Magnesium-Versorgung der untersuchten Grünlandböden (n = 701, 709, 622); P = lactatlöslicher Phosphor-Gehalt; K = lactatlöslicher Kalium-Gehalt; Mg = CaCl₂-extrahierbarer Magnesium-Gehalt

hängen sehr wesentlich von der Art und Menge der Tonminerale, von der mineralogischen Zusammensetzung des bodenbildenden Muttergesteins und vom Grad der Verwitterung ab; sie werden auch von der Art und Intensität der Grünlandbewirtschaftung maßgeblich beeinflusst. Die Böden der Frauenmantel-Weidelgras-Weiden weisen im Durchschnitt den höchsten lactatlöslichen Kalium-Gehalt im Oberboden auf; dies lässt sich mit den Kalium-Bilanz-Überschüssen (K-Input > K-Output) in den relativ intensiv genutzten Kulturweiden erklären. Die Oberböden der relativ intensiv genutzten Mähweiden (Weißklee-Gewöhnliches Rispengras-Mähweiden) stehen hinsichtlich des lactatlöslichen Kalium-Gehaltes zwischen jenen der Kulturweiden und der Dauerwiesen. Eine Zuordnung der Bodenuntersuchungswerte zu den einzelnen Gehaltsstufen gemäß dem FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 5. Auflage (1999) ergibt folgendes Bild (Abbildung 2): Der Groß-

teil der untersuchten Grünlandböden fällt hinsichtlich des Gehaltes an lactatlöslichem Phosphor in die Gehaltsstufe A (sehr niedrige Phosphor-Gehalte). Auch HEINZLMAIER et al. (2005) kommen bei ihren Auswertungen zu ähnlichem Ergebnis. Deutlich günstiger ist die Versorgung mit lactatlöslichem Kalium; die Mehrheit der untersuchten Grünlandböden befindet sich in der Gehaltsstufe C (ausreichende Kalium-Gehalte). Mit CaCl₂-extrahierbarem Magnesium sind die untersuchten Grünlandböden im allgemeinen gut versorgt; sie gehören meist der Gehaltsstufe E (sehr hohe Magnesium-Gehalte) an. Zwischen den untersuchten Grünland-Pflanzengesellschaften und einzelnen Bodenkennwerten bestehen relativ gute Beziehungen. Die Pflanzengesellschaften des extensiv genutzten Grünlandes weisen im Oberboden im Durchschnitt einen deutlich niedrigeren Gehalt an lactat- und wasserlöslichem Phosphor sowie ein weiteres C_{org}:N_{tot}-Verhältnis als die Pflanzengesellschaften des relativ

intensiv genutzten Grünlandes auf (BOHNER, 2005a,b). Stickstoff und vor allem Phosphor sind somit die primär limitierenden Nährstoffe für das Pflanzenwachstum im Extensivgrünland (CRITCHLEY et al., 2002). Ein hoher lactatlöslicher Phosphor-Gehalt im Oberboden ist daher ein guter Indikator für eine langandauernde überhöhte Düngung und intensive Grünlandbewirtschaftung in der Gegenwart und/oder Vergangenheit. Der lactatlösliche Phosphor-Gehalt im Oberboden ist ein gutes Indikatorelement für die Bewirtschaftungsintensität und Bodenfruchtbarkeit sowie Maßzahl für eine ökologisch nachhaltige Grünlandbewirtschaftung (BOHNER, 2005a,b). Beim lactatlöslichen Kalium-Gehalt ist dieser Zusammenhang nicht so eindeutig, denn auch ton- und glimmerreiche saure Grünlandböden können von Natur aus sehr Kalium-reich sein.

Sickerwassermenge und -qualität unter Dauergrünland

In der Tabelle 7 sind die landwirtschaftlich nutzbare pflanzliche Biomasse, die Wasserausnutzungsrate und die Nährstoffkonzentration im Sickerwasser unter Dauergrünland angeführt. Die Erträge waren im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 vermutlich infolge Nährstoffmangels rückläufig, entsprachen aber dem durchschnittlichen Ertragsniveau von Dreischnittflächen im Untersuchungsgebiet. Für die Erzeugung von 1 kg Trockenmasse benötigten die Grünlandpflanzen etwa 700 bis 800 Liter Wasser. Die Wasserausnutzungsrate war im warmen Trockenjahr 2003 vergleichsweise günstiger. Die Grünlandpflanzen haben offensichtlich einen niedrigeren Wasserverbrauch bei geringerer Bodenfeuchtigkeit; sie nutzen das pflanzenverfügbare Bodenwasser effizient

Tabelle 7: Jahres-Niederschlag, Jahresmittel-Temperatur, landwirtschaftlich nutzbare pflanzliche Biomasse, Wasserausnutzungsrate und Nährstoffkonzentration im Sickerwasser in 150 cm Bodentiefe (arithmetischer Mittelwert) unter Dauergrünland

Jahr	mm NS	°C	dt ha ⁻¹ TM	WAR	pH	µS cm ⁻¹ eL	mg l ⁻¹ NO ₃ -N NH ₄ -N		% NO ₃ -N	µg l ⁻¹ P	K	mg l ⁻¹ Ca Mg Na		
2002	1371	8,0	95	798	6,8	211	0,5	0,008	98	10,9	0,8	36,1	4,9	1,5
2003	862	7,4	82	727	7,8	212	0,4	0,007	94	11,6	0,4	31,4	5,1	1,2
2004	1090	7,0	78	767	7,6	203	0,3	0,001	96	11,9	0,1	32,7	4,2	1,3

NS = Jahres-Niederschlag in mm; °C = Jahresmittel-Temperatur in °C; TM = landwirtschaftlich nutzbare pflanzliche Biomasse (Trockenmasse); WAR = Quotient aus Wasserverbrauch (Jahres-Niederschlag - Sickerwassermenge) und landwirtschaftlich nutzbare pflanzliche Biomasse; eL = elektrische Leitfähigkeit; % NO₃-N = NO₃-N in % von N_{anorg} (NH₄-N + NO₃-N + NO₂-N)

enter für die oberirdische Biomasseproduktion. Der Silomais verbraucht für die Erzeugung von 1 kg Trockenmasse nur rund 250 Liter Wasser (BOHNER et al., 2005); die Wasserausnutzung ist demnach beim Silomais deutlich günstiger als beim Dauergrünland. Das Wirtschaftsgrünland hat somit offensichtlich einen hohen kulturartenspezifischen Wasserbedarf.

Die Erdalkalimetalle Calcium und Magnesium zählten zu den wichtigsten Inhaltsstoffen des Sickerwassers in 150 cm Bodentiefe. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration betrug im Durchschnitt 0,3 bis 0,5 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ pro Liter (maximal 1,7 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ pro Liter). Der EU-Grenzwert für Trinkwasser von 11,3 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ pro Liter wurde somit im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 niemals überschritten. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration war immer äußerst gering (maximal 0,05 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ pro Liter) und daher für den Stickstoff-Austrag mengenmäßig unbedeutend. Der Nitrifikationsgrad im Sickerwasser war im Durchschnitt mit 94 bis 98 % sehr hoch. Der pH-Wert lag im schwach sauren bis alkalischen Bereich. Der im Durchschnitt etwas höhere pH-Wert im Sickerwasser im warmen Trockenjahr 2003 dürfte mit einer Zunahme der Alkalinität infolge verminderter Konzentration von Säure-Anionen zusammenhängen. Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Salzkonzentration im Sickerwasser; sie betrug im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 im Durchschnitt 203 bis 212 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (maximal 262 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Die Nährstoffkonzentration im Sickerwasser in 150 cm Bodentiefe war von der Sickerwassermenge weitgehend unabhängig; eine Verdünnung oder Aufkonzentrierung der Nährstoffe im Sickerwasser je nach Sickerwassermenge konnte zumindest im Untersuchungszeitraum nicht festgestellt werden.

In der *Tabelle 8* sind die Sickerwassermengen und die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser angeführt. Die Menge an Sickerwasser stieg mit zunehmendem Jahres-Niederschlag an. Die jährliche Grundwasserneubildungshöhe variierte zwischen 613 mm im niederschlagreichen Jahr 2002 und 266 mm im warmen Trockenjahr 2003. Der Anteil der Sickerwassermenge am Jahres-Nieder-

Tabelle 8: Sickerwassermengen und Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser (kg ha^{-1}) unter Dauergrünland in 150 cm Bodentiefe

Jahr	mm SW	% SW	kg ha^{-1}					
			N_{anorg}	P	K	Ca	Mg	Na
2002	613	45	3,5	0,06	4,4	217	31	8,8
2003	266	31	1,4	0,03	1,0	85	14	3,8
2004	492	45	1,7	0,06	0,2	152	21	6,3

SW = Sickerwassermenge in mm; SW % = Sickerwassermenge in % der Niederschläge; $\text{N}_{\text{anorg}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$

Tabelle 9: Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser (kg ha^{-1}) im Quartal unter Dauergrünland in 150 cm Bodentiefe

Jahr	Quartal	SW	N_{anorg}	P	K	Ca	Mg	Na
2002	I	193	1,7	0,017	1,4	63,3	8,6	2,2
	II	45	0,2	0,003	0,3	15,4	1,9	0,6
	III	225	1,2	0,022	1,8	86,8	10,2	3,6
	IV	150	0,4	0,014	0,9	51,4	10,4	2,4
2003	I	41	0,2	0,003	0,2	14,7	2,3	0,5
	II	36	0,2	0,001	0,1	13,9	1,9	0,4
	III	37	0,6	0,005	0,1	7,9	1,6	0,5
	IV	152	0,4	0,018	0,6	48,5	8,5	2,4
2004	I	96	0,4	0,008	0,01	29,8	4,1	1,1
	II	159	0,3	0,016	0,02	46,4	6,5	1,9
	III	157	0,6	0,022	0,09	48,8	7,1	2,3
	IV	80	0,4	0,010	0,05	26,6	3,3	1,0

SW = Sickerwassermenge in mm; $\text{N}_{\text{anorg}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$

schlag betrug in den Jahren 2002 und 2004 jeweils 45 % und verminderte sich im warmen Trockenjahr 2003 auf 31 %. Beim Silomais wurde im warmen Trockenjahr 2003 ein Sickerwasser-Anteil von 47 % bei Düngung mit Rindergülle und von 55 % bei Düngung mit Stallmistkompost festgestellt (BOHNER et al., 2005). Das Dauergrünland weist mit seiner dichten Grasnarbe und ganzjährigen Vegetationsbedeckung einen relativ hohen Wasserverbrauch durch Transpiration auf. Das Dauergrünland hat daher für die jährliche Grundwasserneubildung quantitativ eine geringere Bedeutung als beispielsweise Ackerland (vgl. WESSOLEK et al., 1985). Die Sickerwassermenge zeigte im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 keinen ausgeprägten jahreszeitlichen Verlauf (*Tabelle 9*). Generell fällt kein Sickerwasser bei langer sommerlicher Trockenperiode oder gefrorenem Boden an. Sickerwasser tritt im Untersuchungsgebiet bevorzugt im Spätwinter und Frühling während der Schneeschmelze sowie im Herbst nach Starkregenereignissen oder nach einer längeren Regenperiode auf. Im Untersuchungsgebiet waren vor allem im dritten Quartal etwas höhere

Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser zu beobachten (*Tabelle 9*). Das dritte Quartal kann am ehesten als auswaschungsgefährdete Zeitperiode bezeichnet werden.

Die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser werden in erster Linie von der Höhe der Sickerwassermenge, von der spezifischen Nährstoffaufnahme der Grünlandpflanzen sowie von der selektiven Nährstoffspeicher- und -nachlieferungskapazität des Bodens bestimmt. Ein Vergleich der Nährstoffausträge des niederschlagreichen Jahres 2002 mit dem niederschlagarmen Jahr 2003 lässt erkennen, dass eine größere Sickerwassermenge infolge höherer Jahresniederschläge auch zu höheren Nährstoffausträgen mit dem Sickerwasser führt. Kühle und niederschlagreiche Jahre weisen daher im allgemeinen eine höhere Nährstoffauswaschung als warme und niederschlagarme Jahre auf. Mit dem Sickerwasser ging dem Grünlandboden in erster Linie Calcium verloren. Hohe Calcium-Auswaschungsverluste führen allmählich zu einer Versauerung des Grünlandbodens. Für den vergleichsweise hohen Calcium-Austrag sind der relativ große Calcium-Vorrat im Grünlandbo-

Tabelle 10: Verhältnis Nährstoffeinträge mit dem Niederschlag zu Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser (kg ha⁻¹) unter Dauergrünland

Jahr	N _{anorg}	P	K	Ca	Mg	Na
2002	3,0	6,7	0,6	0,2	0,2	0,2
2003	5,2	7,1	1,4	0,3	0,2	0,4
2004	10,6	6,1	6,4	0,3	0,0	0,2

$$N_{\text{anorg}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$$

den (Tabelle 3), die relativ geringe Calcium-Aufnahme der Grünlandpflanzen (Tabelle 12) und die ständige Calcium-Aktivierung im Grünlandboden durch Säurepufferreaktionen hauptverantwortlich. Natrium wird von den Grünlandpflanzen bei der Ionenaufnahme stark diskriminiert und als einwertiges Kation mit relativ großem effektiven Ionenradius im Grünlandboden nur sehr schlecht adsorbiert und deshalb bevorzugt mit dem Sickerwasser ausgetragen. Die sehr niedrigen Kalium- und Stickstoff-Austräge mit dem Sickerwasser resultierten primär aus der hohen pflanzlichen Aufnahme und Speicherung in den Grünlandpflanzen. Die geringe Kalium-Auswaschung trotz mineralischer Kalium-Düngung hängt sehr wesentlich mit dem niedrigen Kalium-Gehalt des Grünlandbodens (Tabelle 2, 3) zusammen; ein geringer Kalium-Vorrat im Boden führt offensichtlich zu niedrigen Kalium-Auswaschungsverlusten. Der Stickstoff wurde im Grünlandboden nahezu ausschließlich in Form von NO₃-N ausgetragen, weil die Bedingungen für die Nitrifikation günstig waren und NH₄-N im Vergleich zu NO₃-N im Grünlandboden viel stärker inaktiviert wird. Beim Stickstoff-Austrag handelt es sich infolge fehlender Stickstoff-Düngung um die natürliche bodenbürtige Stickstoff-Basisfracht; sie repräsentiert die unvermeidbare natürliche Stickstoff-Auswaschung (geogene und atmogene Grundlast) unter Dauergrünland. Die Phosphor-Austräge mit dem Sickerwasser waren trotz mineralischer Phosphor-Düngung wegen der beträchtlichen Phosphor-Inaktivierungskapazität des Grünlandbodens gering. Insgesamt waren im Grünlandboden die Nährstoffverluste durch Austrag mit dem Sickerwasser ungeachtet der geringen effektiven Kationenaustauschkapazität im Oberboden (Tabelle 3) im Untersuchungszeitraum 2002 bis 2004 niedrig. Im Grünlandboden nahmen die Auswaschungs-

verluste in der Reihenfolge Ca > Mg > Na > N > K > P ab. Nährstoff-Kationen, die von den Grünlandpflanzen in geringerer Menge aufgenommen werden (Na, Mg, Ca) stehen an der Spitze der Auswaschungsverluste. Sie sind daher auch die wichtigsten begleitenden Kationen beim Nitrat-Austrag.

Die Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre durch Nasse Deposition überstiegen bei Stickstoff, Phosphor und Kalium die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser (Tabelle 10). Bei Calcium ist zu bedenken, dass die Werte für den Eintrag mit dem Niederschlag (Tabelle 6) wahrscheinlich überhöht sind. Der ziemlich hohe Calcium-Eintrag mit dem Niederschlag inkludiert auch umverlagerten Kalk- bzw. Bodestaub. Die Atmosphäre ist aufgrund dieser Untersuchungsergebnisse eine nicht zu unterschätzende Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Quelle für ungedüngte Grünland-Ökosysteme. Daher führt eine Bewirtschaftungsaufgabe vor allem zu einer Stickstoff-Selbsteutrophierung von brachgefallenen Grünland-Ökosystemen (BOHNER, 2001, 2003). Die Auswaschungsverluste bei Calcium, Magnesium und Natrium werden im Grünlandboden in erster Linie aus dem Bodenvorrat durch Mineralverwitterung gedeckt. Die Auswaschung von Dünger-Phosphor und Dünger-Kalium ist gering. Die jährlichen Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser betragen bei Phosphor weniger als 0,15 % und bei Kalium weniger als 2,7 % der jährlichen Zufuhren mit dem Mineraldünger. Da davon ausgegangen werden kann, dass nur ein Teil des Phosphor- und Kalium-Austrages mit dem Sickerwasser aus der Düngung stammt, bzw. der übrige Teil als bodenbürtiger Phosphor und natives Kalium zu werten ist, sind die prozentualen Anteile der Phosphor- und Kalium-Austräge aus der Düngung noch niedriger wie angegeben anzusetzen.

Problemflächen

Durch diese Lysimeterversuchsergebnisse wird die bekannte positive Wirkung von Dauergrünland auf die Verminderung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser bestätigt. Das Dauergrünland weist infolge seiner permanenten geschlossenen Vegetationsdecke und somit hohen Wasser- und Nährstoffverbrauchs ein relativ geringes Grundwasser-Gefährdungspotential auf. Eine standortangepasste Grünlandbewirtschaftung schützt vor überhöhten Nährstoffeinträgen mit dem Sickerwasser (MEISSNER et al., 1991). Allerdings muss das Wirtschaftsgrünland hinsichtlich der Belastungsgefahr für Grundwasser und Oberflächengewässer unterschiedlich bewertet werden. Im folgenden werden einige wesentliche potentielle Belastungspfade, Problemflächen sowie kritische Bewirtschaftungsarten und -intensitäten angeführt.

Dauerwiese

Die Stickstoff-Auswaschungsverluste betragen bei ungedüngtem Grünland weniger als 5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr (WATSON et al., 1992). Bei langjährig überhöhten Güllegaben nehmen die Nährstoffverluste durch Sickerwasserauswaschung deutlich zu; höchste Auswaschungsverluste werden bei Nitrat, Phosphor, Kalium und Natrium erzielt (EDER, 1985). Rindergülle kann in Grobporen verlagert und erst in tieferen Bodenschichten mineralisiert werden (KANDELER und EDER, 1991). Generell nehmen die Nitrat-Auswaschungsverluste mit steigender Dünger-Applikation zu (JARVIS, 1992). Unabhängig von der Bewirtschaftungsart verursacht eine Erhöhung der Stickstoff-Zufuhr mit Dünger einen Anstieg der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser, wobei allerdings der Anstieg beim Weide-Ökosystem am größten ist (WACHENDORF und TAUBE, 2005). Jede Düngungsmaßnahme, die zu einer Steigerung der Bodenfruchtbarkeit führt, erhöht daher auch bei Dauerwiesen das Potential für eine bedeutende Nährstoff-Auswaschung.

Dauerweide

Die intensive Weidenutzung führt bei vergleichbarer Düngungsintensität in der

Tabelle 11: Ausgewählte Bodenkennwerte (0-10 cm Bodentiefe); Quelle: BUCHGRABER et al., 2006

Probenahme	CaCl ₂ pH	µS cm ⁻¹ eL	mg kg ⁻¹ 7d ⁻¹ nachl. N	mg kg ⁻¹ NO ₃ -N	mg kg ⁻¹ NH ₄ -N	mg kg ⁻¹ N _{anorg}	% N _{tot} N _{anorg}	mg kg ⁻¹ P _{CAL}	mg kg ⁻¹ K _{CAL}
Auslauffläche	6,8	619	711	0,0	5,9	5,9	0,6	527	2141
Vieh-Unterstand	7,1	267	344	0,0	3,8	3,8	1,1	231	2058
Mistlagerstätte	6,7	296	248	0,3	5,3	5,6	1,1	127	832

eL = elektrische Leitfähigkeit; nachl. N = nachlieferbarer Stickstoff (potentielles Stickstoff-Nachlieferungsvermögen); N_{anorg} = NO₃-N + NH₄-N; P_{CAL} = lactatlöslicher Phosphor-Gehalt; K_{CAL} = lactatlöslicher Kalium-Gehalt

Regel zu deutlich höheren Stickstoff-Auswaschungsverlusten als eine reine Schnittnutzung (BALL und RYDEN, 1984; BENKE et al., 1991; JARVIS, 1992; SCHOLEFIELD et al., 1993; RYDEN et al., 1984; WEISSBACH und ERNST, 1994; BENKE und SCHNACK, 1995; KÖNIG und SIMON, 1995; BÜCHTER et al., 2000; LANDWEHR und ISSELSTEIN, 2001; WACHENDORF und TAUBE, 2005). Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und die N_{min}-Werte im Boden sind bei ganzjähriger Beweidung am höchsten und nach Herbstweide größer als nach Frühjahrsbeweidung (LANDWEHR und ISSELSTEIN, 2001). Wesentlich für die Höhe der Nitrat-Austräge auf Weideflächen sind Urinstellen, insbesondere jene aus der Spätsommer- und Herbstbeweidung (KÖNIG und SIMON, 1995; ANGER, 2001). Unter Urinstellen kann auch eine beträchtliche Verlagerung von Urin-Stickstoff durch Makroporenfluss erfolgen (BALL et al., 1979). Lokale Nährstoffanreicherungen im Oberboden insbesondere mit Phosphor und Kalium sind außerdem in der Umgebung von Vieh-Tränken (WEST et al., 1989), im Lagerbereich der Weidetiere (KÖNIG und SIMON, 1995) sowie beim Weideeingang (BOHNER und TOMANOVA, 2006) möglich. Intensiv genutzte Weideflächen weisen vor allem punktuell und kleinräumig ein erhebliches Stickstoff-Auswaschungspotential auf (STEELE et al., 1984; KLEMP und SPATZ, 1995). Generell nehmen die Stickstoff-Auswaschungsverluste mit steigender Stickstoff-Düngung zu (WATSON et al., 1992; SCHOLEFIELD et al., 1993). Durch intensive Beweidung verdichtete Oberböden weisen in Hanglage aufgrund verminderter Infiltration auch ein erhöhtes Risiko für eine Oberflächenabschwemmung der Flüssigdünger (Gülle, Jauche) und eine Urin-Verlagerung auf; dies kann zu einer Eutrophierung von Nachbar-Ökosys-

temen und Oberflächengewässern führen.

Ganzjährige Freilandhaltung von Rindern

Bei der ganzjährigen Freilandhaltung von Rindern kann insbesondere auf dem Futterplatz, in der näheren Umgebung der Vieh-Tränke und im Bereich der Trittwege die Vegetation bedingt durch die meist sehr hohe Viehbesatzdichte flächendeckend völlig zerstört werden. Es kommt zu einer Nährstoffanreicherung im Oberboden insbesondere mit Kalium und Phosphor infolge hohen Exkrementanfalls auf kleiner Fläche. Die konzentrierte Kot- und Harnabgabe bewirkt auch eine Stickstoff-Anreicherung vorwiegend in den obersten 10 cm des Bodens. Höchste Stickstoff-Konzentrationen und deutliche Stickstoff-Verlagerungen in tiefere Bodenschichten sind im Bereich von Vieh-Tränken festzustellen (HOCHBERG, 2000).

Eigene Untersuchungen anlässlich eines Grundsatzgutachtens zum Thema "Tierhaltung im Winter und Sommer im Freiland" (BUCHGRABER et al., 2006) lieferten folgende Ergebnisse: An das Stallgebäude anschließende Auslaufflächen können hinsichtlich elektrischer Leitfähigkeit, potentiell Stickstoff-Nachlieferungsvermögen, NH₄-N-Gehalt, lactatlöslichem Phosphor- und Kalium-Gehalt in der obersten Bodenschicht (0-10 cm) extrem hohe Werte aufweisen (Tabelle 11). Diese hohen Kalium- und Phosphormengen im Boden können von den Grünlandpflanzen keinesfalls aufgenommen und somit vor Auswaschung geschützt werden. Auch im Bereich von Vieh-Unterständen kann zumindest der Oberboden massiv insbesondere mit lactatlöslichem Kalium und Phosphor überdüngt sein (Tabelle 11). In der unmittelbaren Umgebung von Mistlagerstätten findet ebenfalls eine Nährstoffakkumulation insbesondere im Oberboden vor allem

mit NH₄-N, lactatlöslichem Kalium und Phosphor statt (Tabelle 11). Außerdem ist an den erwähnten Problemflächen die Vegetationsdecke infolge hoher Trittbelastung durch die Weidetiere meist vollkommen zerstört, sodass eine temporäre Nährstoffspeicherung durch die Vegetation entfällt.

Bei einer ganzjährigen Freilandhaltung von Rindern besteht somit die Gefahr einer hohen Nährstoffauswaschung ins Grundwasser sowie ein verstärktes Risiko für die Überschreitung des Nitrat-Grenzwertes im Sickerwasser.

Drainagen

Starkregenereignisse, die unmittelbar auf eine Gülledüngung folgen, können auf drainiertem Grünland hohe Phosphor-Austräge aus Drainagen bewirken (HÖLTL und VOGL, 1983; SEIFFERT, 1990; DIEPOLDER et al., 2005a,b). Nur ein geringer Teil des Dünger-Phosphor gelangt über die Bodenmatrix in die Drainage, der Haupt-Eintragspfad erfolgt direkt über Makroporen (Regenwurmgänge, abgestorbene Wurzelgänge, Schrumpfungsrisse). Drainagen stellen somit ein erhöhtes Gefährdungspotential für Oberflächengewässer dar, weil Phosphor im Regelfall der produktionslimitierende Nährstoff (Minimumfaktor) in Gewässern ist und mit seiner erhöhten Zufuhr eine beschleunigte Eutrophierung der Oberflächengewässer erfolgt. Nach SCHOLEFIELD et al. (1993) können Drainagen auch zu einer starken Zunahme der Nitrat-Auswaschung führen.

Maßnahmen und Sanierungsstrategien

Das Ziel einer umweltgerechten, nachhaltigen Grünlandbewirtschaftung muss es sein, die Belastung des Bodens, des Grundwassers und der Oberflächengewässer mit Nähr- und Schadstoffen so niedrig wie möglich zu halten. Im fol-

genden werden Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in Oberflächengewässer angeführt, die speziell für das Grünland gelten und nicht explizit durch bundes- und landesgesetzliche Bestimmungen sowie fachliche Empfehlungen (z.B. Wasserrechtsgesetz, Düngemittelgesetz, Bodenschutzgesetze der einzelnen Bundesländer, Trinkwasserverordnung, Aktionsprogramm Nitrat, Richtlinien für die sachgerechte Düngung, Tierhaltungsverordnung, Bundestierschutzgesetz) bereits geregelt sind.

- An besonders auswaschungsgefährdeten Standorten (insbesondere grobporige, sandige, skelettreiche, flachgründige Böden mit geringer Wasserspeicherkapazität in kühlen, niederschlagsreichen Gebieten) sind extensiv genutzte Dauerwiesen die günstigste Landnutzungsform in Bezug auf Schutz des Grundwassers vor Nähr- und Schadstoffeinträgen. Um eine Stickstoff-Selbsteutrophierung zu verhindern, müssen die Dauerwiesen regelmäßig gemäht werden, wobei das Mähgut unbedingt abzuführen ist. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass mit einer Zunahme der Grünlandfläche zu Lasten der Ackerfläche auch eine Verminderung der jährlichen Grundwasserneubildung verbunden ist. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht günstig ist die Tatsache, dass unter ungedüngtem Dauergrünland die jährliche Grundwasserneubildung höher ist als unter gedüngtem Dauergrünland (EDER, 1985).
- Die Art der Bewirtschaftung (Mahd, Weide) und die Intensität der Nutzung sowie die Beurteilung des Nährstoffzustandes im Boden haben sich immer an der naturräumlichen Standortbonität zu orientieren. Bei geringerer naturräumlicher Standortbonität ist die Düngungs- und Nutzungsintensität entsprechend zu verringern. Die Grenzen der Intensivierung und die ökologische Nachhaltigkeit der Grünlandbewirtschaftung können mit Hilfe von Indikationskennwerten festgestellt werden. Bewährte bodenkundliche Indikatoren sind beispielsweise die Bodenstruktur und der Wasserhaushalt im Oberboden (Krümelgefüge versus Plattengefüge; Krumenwechselfeuch-

tigkeit) sowie der lactatlösliche Phosphor-Gehalt im Oberboden (BOHNER, 2005b). Auch die Grünlandvegetation zeigt den Grad der Trophie des Bodens und nutzungsbedingte Gefügestörungen im Oberboden an. In diesem Zusammenhang sind vor allem Überdüngungszeiger (insbesondere *Rumex obtusifolius*, *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium* ssp. *sphondylium*, *Aegopodium podagraria*, *Elymus repens*), nährstoffliebende Ackerunkräuter und Ruderalpflanzen (Therophyten wie beispielsweise *Capsella bursa-pastoris*, *Stellaria media*, *Bromus hordeaceus*) sowie Zeigerpflanzen für Oberbodenverdichtung und Krumenwechselfeuchtigkeit (insbesondere *Ranunculus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Poa annua*, *Poa trivialis*) zu erwähnen. Diese Pflanzenarten zeigen bei gehäuftem Vorkommen nährstoffreiche (überdüngte) Grünlandböden mit hohem Nährstoffauswaschungspotential und/oder verdichtete, krumenwechselfeuchte Grünlandböden an. Neben Bodenuntersuchungswerten sollten vor allem der Pflanzenbestand, der Zeigerwert der Grünlandpflanzen und die langjährige Bewirtschaftungsgeschichte des Standortes bei Düngempfehlungen stärker berücksichtigt werden. Die Gehaltsstufen-Einteilungen gemäß den Richtlinien für die sachgerechte Düngung dürfen vor allem beim Phosphor nicht überbewertet werden.

- Für den Grundwasserschutz von Bedeutung ist die Tatsache, dass eine Nährstoffanreicherung im Boden durch Düngung generell viel rascher und einfacher erfolgt als die Abreicherung von mit Nährstoffen hochversorgten Böden. In der *Tabelle 12* sind die Nährstoffgehalte in der landwirtschaftlich nutzbaren oberirdischen pflanzlichen Biomasse und die Nährstoffentzüge in % vom Bodenvorrat

(0-10 cm Bodentiefe) von einer relativ intensiv genutzten Kulturweide angeführt. Daraus wird ersichtlich, dass Stickstoff und Kalium jene Nährstoffe sind, die von den Grünlandpflanzen in größten Mengen aufgenommen werden. In der landwirtschaftlich nutzbaren oberirdischen pflanzlichen Biomasse sind allerdings nur 6 % vom Stickstoff-Vorrat, 1,4 % vom Phosphor-Vorrat, 1,3 % vom Schwefel-Vorrat und ca. 15 % vom Kalium-Vorrat des Oberbodens (0-10 cm Bodentiefe) gespeichert und können somit durch Mahd oder Beweidung entzogen werden. Diese - mit Ausnahme von Kalium - niedrigen Entzugszahlen erklären auch, warum vor allem eine Phosphor-Abreicherung eutrophierter Böden durch regelmäßige Schnittnutzung meist sehr lange dauert. Angesichts der ständigen Stickstoff-Zufuhr durch Nasse Deposition und N₂-Fixierung durch freilebende sowie symbiotische Bakterien dürfte eine längerfristige regelmäßige Schnittnutzung bei fehlender Düngung primär eine Kalium-Verarmung der Grünlandböden induzieren. Die relativ niedrigen Entzugszahlen dokumentieren aber auch die große Bedeutung des Grünlandbodens als Nährstoffspeicher. Ein durch langjährige Überdüngung des Bodens akkumuliertes Nährstoff-Auswaschungspotential kann nicht rasch abgebaut werden. Daher ist mit dem Übergang von einer intensiven zu einer extensiven Grünlandbewirtschaftung nicht sofort eine Verringerung des Nährstoffeintrages in das Grundwasser zu erwarten.

- Der Düngerbedarf variiert mit den Bodenverhältnissen und Standortbedingungen sowie mit der Bewirtschaftungsart. Der Kalium-Düngerbedarf beispielsweise sinkt in der Reihenfolge Dauerweide > Mähweide > Kulturweide. Boden- und standortspezifische

Tabelle 12: Nährstoffgehalte in der landwirtschaftlich nutzbaren oberirdischen pflanzlichen Biomasse (4 Aufwüchse) und Nährstoffentzüge in % vom Bodenvorrat (0-10 cm); Quelle: BOHNER, 2006

kg ha ⁻¹									% Pflanzenentzug				
C	N	P	S	K	Ca	Mg	Na		C	N	P	S	K
3267	310	35	15	303	80	24	1		6,7	6,1	1,4	1,3	15,2

% Pflanzenentzug = Elementgehalt in der landwirtschaftlich nutzbaren oberirdischen pflanzlichen Biomasse (4 Aufwüchse) in % vom Bodenvorrat (C_{org}, N_{tot}, S_{tot}, P und K im Königswasserextrakt)

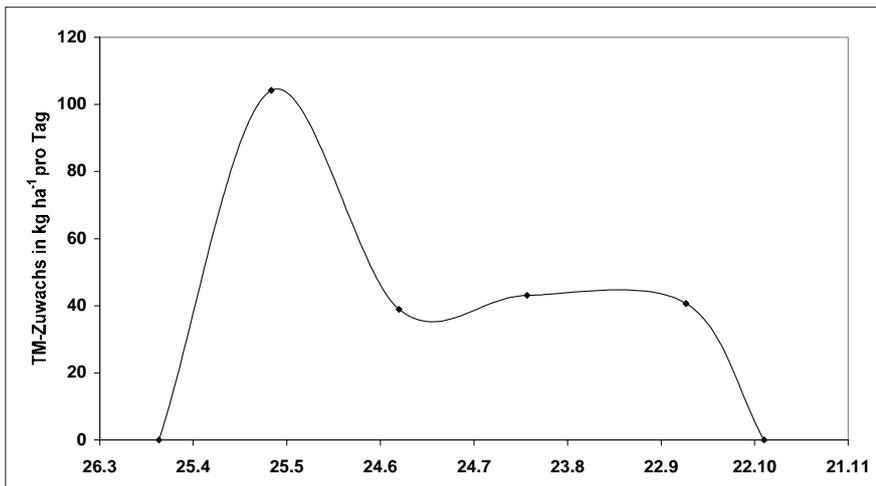


Abbildung 3: Tägliche oberirdische pflanzliche Biomasseproduktion einer Kulturweide im Jahresverlauf

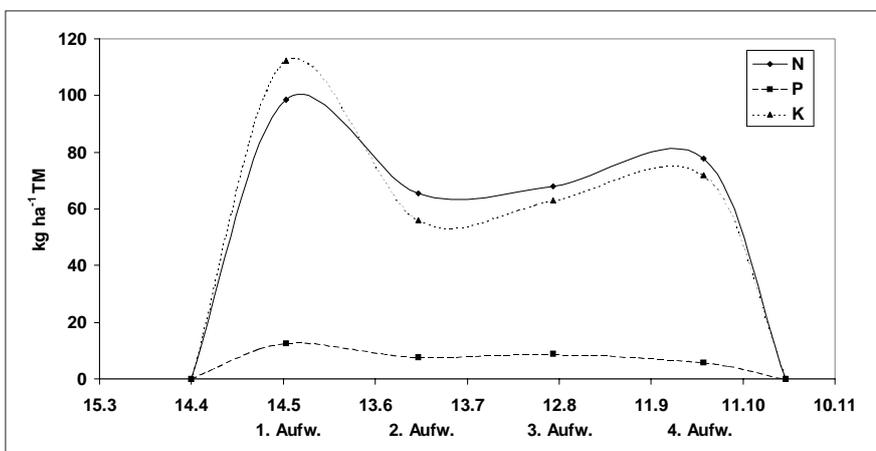


Abbildung 4: Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Gehalte in der landwirtschaftlich nutzbaren pflanzlichen Biomasse einer Kulturweide im Jahresverlauf

Düngeempfehlungen berücksichtigen den Wärme- und Wasserhaushalt des Standortes, die standortabhängige Stickstoff-Nettomineralisation im Boden hinsichtlich Größenordnung und zeitlichem Verlauf sowie die Nährstoffnachlieferung durch Verwitterung der bodenbildenden Gesteine. Auch die Reliefposition ist von Bedeutung. Unterhang-, Mulden- und Rinnenlagen sowie Hangverebnungen und Hangfußbereiche sind natürliche Anreicherungsstandorte und haben somit einen geringeren Düngerbedarf. Die Düngung ist generell an den zeitlichen und mengenmäßigen Bedarf der Grünlandpflanzen anzupassen. *Abbildung 3* zeigt die tägliche oberirdische pflanzliche Biomasseproduktion einer Kulturweide. Das Pflanzenwachstum folgt einem charakteristischen Jahresverlauf mit Frühjahrsmaximum, Sommerdepression und sekundärem Herbstma-

ximum. Nachdem der Nährstoffgehalt in der pflanzlichen Biomasse ein indirektes Maß für den Nährstoffbedarf der Pflanzen und für das pflanzenverfügbare Nährstoffangebot des Bodens während der Vegetationsperiode ist, kann aus *Abbildung 4* gefolgert werden, dass Grünlandpflanzen ihren höchsten Nährstoffbedarf im Frühjahr aufweisen. Ein Vergleich der *Abbildung 3* und *4* zeigt, dass vor allem die Aufnahme von Stickstoff und Kalium parallel mit der oberirdischen Biomasseproduktion verläuft und somit im Frühjahr am höchsten ist.

- Auf eine gleichmäßige Verteilung der Wirtschaftsdünger auf die vorhandenen Grünland-Futterflächen ist zu achten (keine Bevorzugung hofnaher Eigenflächen gegenüber hoffernen Pachtflächen).
- Nährstoffanreicherungszone in Dauerweiden wie beispielsweise die unmittelbare Umgebung von Vieh-Tränken, der Lagerbereich der Weidetiere oder der Weideeingang sollten bei der Bodenprobenahme ausgelassen oder getrennt von der restlichen Weidefläche beprobt werden, wenn die Bodenuntersuchungswerte die Basis für Düngeempfehlungen sind (WEST et al., 1989). Die bevorzugten Aufenthaltsorte der Weidetiere sollten nicht gedüngt werden, um eine Grundwasserbelastung durch erhöhten Nährstoffeintrag zu reduzieren. Auf Dauerweiden ist grundsätzlich die beachtliche Nährstoffrücklieferung über Harn und Kot der Weidetiere bei der Düngung zu berücksichtigen; vor allem bei der Zufuhr Stickstoff- und Kalium-reicher Düngemittel ist eine erhöhte Vorsicht geboten.

telbare Umgebung von Vieh-Tränken, der Lagerbereich der Weidetiere oder der Weideeingang sollten bei der Bodenprobenahme ausgelassen oder getrennt von der restlichen Weidefläche beprobt werden, wenn die Bodenuntersuchungswerte die Basis für Düngeempfehlungen sind (WEST et al., 1989). Die bevorzugten Aufenthaltsorte der Weidetiere sollten nicht gedüngt werden, um eine Grundwasserbelastung durch erhöhten Nährstoffeintrag zu reduzieren. Auf Dauerweiden ist grundsätzlich die beachtliche Nährstoffrücklieferung über Harn und Kot der Weidetiere bei der Düngung zu berücksichtigen; vor allem bei der Zufuhr Stickstoff- und Kalium-reicher Düngemittel ist eine erhöhte Vorsicht geboten.

- Eine Anpassung der Tierbestände an die vorhandene Futterfläche und deren Ertragspotential ist grundsätzlich notwendig. Bei gravierender Diskrepanz ist eine Abstockung des Viehbestandes erforderlich (kein erhöhter Einsatz von Kraftfutter).
- Mit Hilfe der Nährstoffbilanzierung können Betriebe, Kulturarten oder Parzellen identifiziert werden, bei denen aufgrund hoher Bilanz-Überschüsse mit einer potentiellen Nährstoffbelastung des Sicker- und Grundwassers zu rechnen ist und bei denen Sanierungsmaßnahmen die schnellsten sowie wirksamsten Effekte erwarten lassen. Außerdem können grobe Düngungsfehler aufgezeigt werden, daher eignet sich die Nährstoffbilanzierung gut für eine umfassende Beratung der landwirtschaftlichen Betriebe (BACH et al., 1991). Allerdings besteht zwischen dem Betrag des Nährstoffbilanz-Überschusses und der Höhe der Nährstoffauswaschung nicht unbedingt ein Zusammenhang. Hohe Nährstoff-Bilanzsalden müssen nicht zwangsläufig zu hohen Nährstoffausträgen ins Grundwasser führen und niedrige Nährstoff-Bilanzsalden sind nicht automatisch durch eine niedrige Nährstoffauswaschung charakterisiert. Nach HERSEMANN und LAMMEL (1990) hängt die Höhe der Nährstoffeinträge ins Grundwasser vielmehr von der langjährigen Bewirtschaftungsgeschichte und der jeweils aktu-

- ellen Witterung als von dem Nährstoff-Bilanzsaldo des einzelnen Jahres ab. Nährstoffbilanzen in Form von Hof-, Stall- oder Flächenbilanzen lassen somit keine direkten Rückschlüsse auf die Nährstoffausträge eines Ökosystems zu, es können allerdings Gefährdungspotentiale für eine mögliche Grundwasser- und Oberflächen-gewässerbelastung aufgezeigt werden. Insgesamt sollte die Nährstoffbilanz der landwirtschaftlichen Betriebe und der einzelnen Schläge ausgeglichen sein. Gravierende Nährstoffbilanz-Überschüsse sind abzubauen.
- Die Schaffung bzw. Erhaltung einer ganzjährig geschlossenen, dichten Grasnarbe und die Vermeidung zu kleereicher Pflanzenbestände (> 30 % Leguminosen-Anteil) an besonders auswaschungsgefährdeten Standorten sind wichtige Grundwasser-schonende pflanzenbauliche Maßnahmen. Durch die Förderung bzw. Nachsaat von standortangepassten tiefwurzeln-den Grünland-Pflanzenarten mit hohem Nährstoffaufnahmevermögen (beispielsweise *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*, *Lolium perenne*, *Lolium multiflorum*, *Festuca pratensis*, *Phalaris arundinacea*, *Heracleum sphondylium*) können Nährstoffe aus dem Unterboden zurückge-wonnen und von einer Auswaschung ins Grundwasser besser geschützt werden.
 - An besonders auswaschungsgefährdeten Standorten ist eine Verringerung der Beweidungsintensität durch eine integrierte Schnittnutzung (vorzugsweise Herbstmahd) sowie die Vermeidung einer Herbstweide bzw. Nachweide erforderlich (LANDWEHR und ISSELSTEIN, 2001). Eine regelmäßige Nachmahd auf Weiden hingegen steigert die Nährstoffentzüge und reduziert dadurch das Risiko der Nährstoffauswaschung (FREDE und DABBERT, 1998). Quellbereiche und Nass-Stellen im Weidegebiet sind aus-zuzäunen. Der freie Zugang der Weidetiere zu Wasserflächen muss durch einen Zaun verhindert werden. Generell sind Feucht- und Nass-Standorte nicht oder nur bedingt weidefähig; die ökologisch günstigste Bewirtschaftungsform auf diesen Standorten ist die ein- bis zweimalige Schnittnutzung mit Abfuhr des Mähgutes.
 - Insbesondere in Hanglagen sollte eine Oberbodenverdichtung durch zu starke Beweidung oder zu häufiges Befahren mit landwirtschaftlichen Maschinen zum Schutz vor Oberflächenab-schwemmung der Flüssigdünger und Urin-Verlagerung vermieden werden.
 - Bei ganzjähriger Freilandhaltung von Rindern ist auf eine dichte, geschlossene Grasnarbe sowie auf eine ordnungsgemäße Sammlung und Lage-rung der anfallenden Exkreme zu achten (BUCHGRABER et al., 2006). Ein räumlicher Wechsel der Futterkon-serven, ein geregelter Umtrieb, be-grenzte Viehbesatzdichten und die regelmäßige Einstreu von Futter- und Liegeplätzen sind weitere wichtige Boden- und Grundwasser-schonende Maßnahmen.
 - In ökologisch sensiblen Gebieten soll-ten Drainagen aufgelassen und die be-treffenden Flächen extensiv bewirt-schaftet werden. Eine Gülle-Injektion mit Schlitztechnik anstelle der ober-flächlichen Gülleausbringung mit pra-xisüblicher Pralltellertechnik bietet eine Möglichkeit die Phosphor-Austräge aus drainagierten Flächen zu sen-ken (DIEPOLDER et al., 2005a,b). Prinzipiell sollten Feucht- und Nass-Standorte (insbesondere saure Anmoore und Niedermoore) wegen der erhöh-ten Phosphor-Löslichkeit im Boden und des daraus resultierenden größe-ren Phosphor-Auswaschungspotent-ials nicht oder nur sehr maßvoll mit Phosphor-haltigen Düngemitteln ge-düngt werden. Die Phosphor-Verfü-gbarkeit ist auf Feucht- und Nass-Stan-dorten vor allem wegen der Reduktion Eisen-haltiger Verbindungen im Boden erhöht.
 - Generell ist die Nährstoffverfügbarkeit im Boden bei vergleichbarer Düngung auf feuchten Standorten größer als auf trockenen Standorten, weil durch den höheren Massenfluss und die größe-ren effektiven Diffusionskoeffizienten eine bessere Nährstoffanlieferung zu den Pflanzenwurzeln erfolgt. Daraus leitet sich ein vergleichsweise niedri-gerer Düngerbedarf auf feuchten Standorten und/oder in niederschlag-reichen Jahren ab.
 - Ein Düngerverzicht oder die Senkung der Düngergaben sowie die Verminde-rung der Bewirtschaftungsintensität sind langfristig betrachtet die wirk-samsten und nachhaltigsten Maßnah-men für den Schutz des Bodens, des Grundwassers und der Oberflächenge-wässer.

Literatur

- AMBERGER, A., 1983: Stickstoffaustrag in Abhän-gigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität - im Ackerbau und Grünland. Arbeiten der DLG 177, 83-94.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESRE-GIERUNG, FACHABTEILUNG 19A WAS-SERWIRTSCHAFTLICHE PLANUNG UND HYDROGRAPHIE, 2006: mündliche Mitteil-ung.
- ANGER, M., 2001: Zur Aussagegenauigkeit empi-risch ermittelter Nitrat-Austräge auf bewei-deten Grünlandflächen. 45. Jahrestagung Arbeits-gemeinschaft Grünland und Futterbau in der Ge-sellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 133-135.
- BACH, M., St. GÄTH und H.-G. FREDE, 1991: Abschätzung des Nitrat-Belastungspotentials aus der Landwirtschaft mittels Stickstoff-Bilan-zierung. In: Leithold, G. (Hrsg.): Stoffkreisläu-fe - Grundlagen umweltgerechter Landbewirt-schaftung. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wissenschaftliche Beiträge 1991/22, 136-149.
- BALL, P., D. KEENEY, P. THEOBALD and P. NES, 1979: Nitrogen balance in urine-affected areas of a New Zealand pasture. *Agronomy Journal* 71, 309-314.
- BALL, P.R. and J.C. RYDEN, 1984: Nitrogen rela-tionships in intensively managed temperate grasslands. *Plant and Soil* 76, 23-33.
- BENKE, M., A. KORNER und F. TAUBE, 1991: Nitratauswaschung unter Grünland in Abhän-gigkeit von der Nutzungsart (Weide/Schnitt) und der N-Düngung. *VDLUFA Schriftenreihe* 33, 215-220.
- BENKE, M. und G. SCHNACK, 1995: Einfluss der Nutzungsart, Nutzungshäufigkeit, Bestandeszu-sammensetzung und Stickstoffdüngung auf den mineralischen Bodenstickstoffgehalt unter Grünland. *Das wirtschaftseigene Futter*, Bd. 41, 208-218.
- BOHNER, A., 2001: N-Akkumulationen in frischen Gebirgsböden ausgelöst durch Nutzungsaufga-be. *BAL-Bericht*, 9. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, 24.-25.4.2001, 67-74.
- BOHNER, A., 2003: N-Akkumulationen in krumen-wechselfeuchten Gebirgsböden ausgelöst durch Bewirtschaftungsaufgabe. *BAL-Bericht*, 10. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, 29.-30.4.2003, 91-95.
- BOHNER, A., 2005a: Soil chemical properties as indicators of plant species richness in grassland communities. *Grassland Science in Europe*, Vol 10, 48-51.
- BOHNER, A., 2005b: Bodenindikatoren für die Bewirtschaftungsintensität und die floristische

- Artenvielfalt im Wirtschaftsgrünland. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 72, 67-73.
- BOHNER, A., M. ADAM, A. BAUMGARTEN und G. EDER, 2005: Nährstoffkreislauf in einem Silomais-Ökosystem mit besonderer Berücksichtigung des Stickstoffs. Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, 5.-6.4.2005, 99-107.
- BOHNER, A. and O. TOMANOVA, 2006: Effects of cattle grazing on selected soil chemical and soil physical properties. *Grassland Science in Europe*, Vol. 11, in press.
- BUCHGRABER, K., A. BOHNER, J. GASTEINER, A. HAUSLEITNER, E. OFNER und E.M. PÖTSCH, 2006: Unveröffentlichtes Grundsatzgutachten zum Thema "Tierhaltung im Winter und Sommer im Freiland". HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 19 S.
- BÜCHTER, M., M. WACHENDORF und F. TAUBE, 2000: Nitratauswaschung unter Grünland in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform und der N-Düngungsintensität. *AG Grünland und Futterbau*, Tagungsband 44, 197-200.
- CRITCHLEY, C.N.R., B.J. CHAMBERS, J.A. FOWBERT, R.A. SANDERSON, A. BHOGAL and S.C. ROSE, 2002: Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation* 105, 199-215.
- CZERATZKI, W., 1972: Transport von Nährstoffen aus der mineralischen Düngung durch Bodenperkolat unter den Wurzelhorizont. *Ber. Landw.* 50, 465-476.
- CZERATZKI, W., 1973: Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. *Landbauforschung Völknerode*, 23. Jahrgang, 1-18.
- DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER und T. EBERTSEDER, 2005a: Versuchsergebnisse zum P-Austrag aus Drainagen unter Grünland bei Düngerapplikation unmittelbar vor einem Starkregenereignis. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17, 134-135.
- DIEPOLDER, M., S. RASCHBACHER und T. EBERTSEDER, 2005b: P-Austrag aus Drainagen unter Wirtschaftsgrünland. *Schule und Beratung*, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forste, 6-11.
- EDER, G., 1985: Der Einfluss steigender Güllegaben auf den Boden, den Pflanzenertrag, die Futterqualität und das Sickerwasser. *FAO-Projekt "Verwertung von Tierexkrementen"*, Arbeitskreis 5 - Bodenbelastbarkeit, Gumpenstein, 21.-23.5.1985, Veröffentlichung der BAL Gumpenstein, Heft 3, 1-19.
- ELLENBERG, H., 1977: Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecol. Plant* 12, 1-22.
- FACHBEIRAT FÜR BODENFRUCHTBARKEIT UND BODENSCHUTZ, 1999: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. *Grünes Heft*, 5. Auflage, 31 S.
- FREDE, H.-G. und S. DABBERT (Hrsg.), 1998: *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Ecomed, 451 S.
- HEINZLMAIER, F., M.H. GERZABEK, M. TULIPAN und A. BAUMGARTEN, 2005: Pflanzennährstoffe in Österreichs Böden: Räumliche und zeitliche Variationen sowie Wechselwirkungen mit Bodeneigenschaften. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17, 96-97.
- HERSEMANN, H. und J. LAMMEL, 1990: Stickstoffbilanzen auf Schlag- und Betriebsebene und deren Konsequenzen für die Stickstoffausträge. *VDLUF Kongressband* 32, 283-287.
- HOCHBERG, H., 2000: So gelingt die Freilandhaltung. *Der fortschrittliche Landwirt*, Heft 19, 34-36.
- HÖLTL, W. und H. VOGL, 1983: Untersuchungen zur Ermittlung des Nährstoffaustrages durch die Dränung mit Hilfe von Beregnungsversuchen. *Berichte über Landwirtschaft* 61, 400-415.
- JAGNOW, G. and H. SÖCHTIG, 1983: Nitrogen losses from the soil to the atmosphere and to groundwater - possible ways of limiting them - a survey. *Plant. Res. Develop.* 17, 68-78.
- JARVIS, S.C., 1992: Grazed grassland management and nitrogen losses: an overview. *Aspects of Applied Biology* 30, 207-214.
- JUNG, J., 1972: Faktoren der Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden und Beziehungen zum Gewässerschutz. *Landw. Forschung* 25, 336-354.
- KANDELER, E. und G. EDER, 1991: Gülledüngung im Dauergrünland und ihre Wirkung auf Bodenbiologie und Stickstoffaustrag. *VDLUF Schriftenreihe* 33, 257-263.
- KLEMP, L. und G. SPATZ, 1995: Nitrataustrag unter einer Weidefläche auf Flussmarsch bei reduzierter Stickstoffdüngung. *Mitt. der Ges. für Pflanzenbauwissenschaften*, Band 8, 435-438.
- KÖNIG, H. und U. SIMON, 1995: N-Dynamik extensiver Weideflächen. *VDLUF-Schriftenreihe* 40, 813-816.
- KREUTZER, K., 1981: Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 32, 273-286.
- LANDWEHR, B. und I. ISSELSTEIN, 2001: Zum Einfluss von Frühjahr- und Herbstmahd auf die Nitratauswaschung unter Mähweiden. 45. Jahrestagung Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 155-157.
- MEISSNER, R., D. KRAMER, H. TAEGER, J. SEEGER und P. SCHONERT, 1991: Lysimeterversuchsergebnisse über Möglichkeiten zur optimierten wasser- und landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von Trinkwasserschutzgebieten. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk.*, Berlin 35, 6, 425-434.
- MEISSNER, R., H. RUPP und M. SCHUBERT, 2000: Novel lysimeter techniques - a basis for the improved investigation of water, gas, and solute transport in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 603-608.
- PILGER, H., 2005: Meteorologische Charakteristika der Station Gumpenstein und ihre Einbindung in größere Räume. *Seminar "50 Jahre meteorologische Beobachtungen in Gumpenstein 1955-2004"*, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 11-16.
- RÜCK, F. und K. STAHR, 1995: Beitrag der Stickstoffmineralisierung zur N-Bilanz auf Wirtschaftswiesen und Streuwiesen im Allgäu. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 75, 923-926.
- RYDEN, J.C., P.R. BALL and E.A. GARWOOD, 1984: Nitrate leaching from grassland. *Nature* 311, 50-53.
- SCHOLEFIELD, D., K.C. TYSON, E.A. GARWOOD, A.C. ARMSTRONG, J. HAWKINS and A.C. STONE, 1993: Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science* 44, 601-613.
- SEIFFERT, P., 1990: Stoff-Einträge aus der Landwirtschaft in ein kleineres Stehgewässer. *Ökologie & Naturschutz* 3, 127-149.
- SOBOTIK, M., 2006: mündliche Mitteilung.
- SPOSITO, G., 1998: *Bodenchemie*. Enke, 230 S.
- STEELE, K.W., M.J. JUDD and P.W. SHANNON, 1984: Leaching of nitrate and other nutrients from a grazed pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 27, 5-11.
- STREBEL, O. und M. RENGER, 1982: Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Sandböden unter Acker, Grünland und Nadelwald. *Veröff. des Institutes für Stadtbauwesen, TU Braunschweig* 34, 131-144.
- VETTER, H. und G. STEFFENS, 1981: Nährstoffverlagerung und Nährstoffeintrag in das oberflächennahe Grundwasser nach Gülledüngung. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 22, 159-172.
- WACHENDORF, M. und F. TAUBE, 2005: Einfluss von Nutzungsart und N-Düngungsniveau auf Nitratausträge unter Grünland. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17, 136-137.
- WATSON, C.J., C. JORDAN, P.J. TAGGART, A.S. LAIDLAW, M.K. GARRETT and R.W.J. STEEN, 1992: The leaky N-cycle on grazed grassland. *Aspects of Applied Biology* 30, 215-222.
- WEISSBACH, F. und P. ERNST, 1994: Futterbau: Was tun gegen N-Überschüsse? *DLG-Mitt.* 5/1994, 28-31.
- WESSOLEK, G., M. RENGER, M. FACKLAN und O. STREBEL, 1985: Einfluss von Standortnutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. *Zeitschrift Deutsche Geologische Gesellschaft* 136, 357-364.
- WESSOLEK, G., M. RENGER, O. STREBEL und H. SPONAGEL, 1985: Einfluss von Boden und Grundwasserflurabstand auf die jährliche Grundwasserausbildung unter Acker, Grünland und Nadelwald. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 26, 130-137.
- WEST, C.P., A.P. MALLARINO, W.F. WEDIN and D.B. MARX, 1989: Spatial variability of soil chemical properties in grazed pastures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 784-789.
- WOLFF, J., 2003: Grundwasserqualität-Kriterium für die Güte der Trinkwasserversorgung und des Zustandes von Ökosystemen. *Zbl. Geol. Paläont. Teil I*, 1-10.
- WOODMANSEE, R.G., 1978: Additions and losses of nitrogen in grassland ecosystems. *Bio Science* 28, 448-453.