

N-Akkumulationen in frischen Gebirgsböden ausgelöst durch Nutzungsaufgabe

A. BOHNER

Abstract

In the case of non-cultivation tall grasses can spread in mountain areas; a tall grass meadow arises. This causes a decline of the species diversity. Since there is no N export the grasses accumulate N in the phytomass. In fresh mountain soils the upper horizon will be gradually enriched with NO_3^- , NH_4^+ , K^+ and Si. The humus decomposition is intensified and there will be seasonal nitric acid impulses. The ecological consequences are humus-disintegration, enlargement of the C/N-ratio and N_{org} -disintegration primary as a result of NO_3^- -leaching, reduction of the soil water storage capacity, effective cation-exchange capacity, acid-neutralizing capacity and base saturation (especially Ca-saturation), increase of the exchangeable acidity, redistribution of the elements towards more mobile fractions and selective cation leaching with NO_3^- . The easiest way to avoid a N-self-eutrophication of the ecosystem is a suitable alpine grazing.

1. Einleitung

Die Almen und Bergmäher nehmen in Österreich rund 860.000 ha ein; dies entspricht 11 % der Gesamtfläche Österreichs. Das Ackerland hatte im Jahre 1995 eine Fläche von etwa 1.400.000 ha und das Wirtschaftsgrünland (mehrmäßige Dauerwiesen und Kulturweiden) eine Fläche von rund 930.000 ha (PFUSTER-SCHMID et al., 1999). Die Almen und Bergmäher haben somit in Österreich zumindest flächenmäßig eine relativ große Bedeutung.

Den klimatischen Bedingungen zufolge ist Österreich ein natürliches Waldland. Äcker, Wiesen und Weiden kommen ohne Bewirtschaftung durch den Menschen unterhalb der natürlichen Waldgrenze (je nach Landschaftsraum 1500-2000 m) nicht vor. Sobald die Almen unterhalb der natürlichen Waldgrenze nicht mehr bestoßen und die Bergmä-

der nicht mehr gemäht werden, setzt eine Vegetationsveränderung (sekundäre Sukzession) in Richtung Wald ein. Auf N-ärmeren Böden breiten sich zunächst Zwergsträucher aus; es entsteht eine Zwergstrauchheide. Auf natürlich N-reicheren, tiefgründigen, frischen bis nivigen-krumenwechselfeuchten Böden in wenig windausgesetzten Lagen gewinnen hingegen einige wenige höherwüchsige Gräser an Konkurrenzkräften; es entsteht eine Hochgraswiese (BOHNER, 1998, 2001).

Auf Grund der derzeitigen sozioökonomischen Rahmenbedingungen werden gut erreichbare, leicht zu bewirtschaftende Almflächen zunehmend intensiver, schlecht erreichbare hingegen extensiver oder nicht mehr bewirtschaftet. Diese Entwicklung hat weitreichende Konsequenzen für die Biodiversität und Standortbonität im Alpenraum.

Das Ziel dieser Arbeit ist es nun, die ökologischen Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf frische Gebirgsböden am Beispiel der Hochgraswiesenbildung zu dokumentieren; über die Prozesse in nivigen-krumenwechselfeuchten Gebirgsböden wird zu einem späteren Zeitpunkt berichtet.

2. Methoden

Um die langfristigen ökologischen Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe (Hochgraswiesenbildung) auf Gebirgsböden relativ schnell feststellen zu können, müssen extensiv bewirtschaftete Almflächen mit seit langem nicht mehr bewirtschafteten Hochgraswiesenflächen verglichen werden. Die Vergleichsflächen dürfen sich nur in der Art der Bewirtschaftung unterscheiden; der klimatische, geomorphologische, lithologische und pedologische Ausgangszustand muß ident sein. Diese Voraussetzung wird am ehesten erreicht, wenn die Vergleichsflächen vertikal oder horizontal aneinandergrenzen. Differenzen hin-

sichtlich des bodenchemischen Zustandes können bei diesem Nachbarschaftsvergleich auf die Nutzungsaufgabe zurückgeführt werden.

Die Pflanzenproben wurden homogenisiert, gemahlen und bei 80° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Mineralstoffe wurden mit Salpetersäure und Perchlorsäure aufgeschlossen und im ICP gemessen. Der Stickstoff wurde nach Kjeldahl ermittelt.

Die Bodenproben wurden unmittelbar nach der Entnahme in einer Kühlbox ins Labor transportiert. Die feldfrischen Proben wurden nach der Methode SOLAR in vier Fraktionen analysiert (F-Fraktion = Boden-Sättigungslösung; W-Fraktion = wasserlösliches Totale; A-Fraktion = mit 0,25 M LiCl-Lösung austauschbare Teilquanten; R-Fraktion = mit 0,25 M H_2SO_4 extrahierbare Teilquanten). Zusätzlich wurden zwei Fraktionen rechnerisch ermittelt: A'-Fraktion = A-W; R'-Fraktion = R-A. Die Elementbestimmung in den analysierten Fraktionen erfolgte mit ICP und Ionenchromatographie. Der Carbonatgehalt wurde nach Scheibler ermittelt. Der Humusgehalt wurde durch Naßverbrennung nach Walkley-Armstrong bestimmt. Der pH-Wert wurde mit einem elektrometrischen pH-Meßgerät mit Glaselektrode und die elektrische Leitfähigkeit mit einem Konduktometer gemessen. Die Säureneutralisationskapazität wurde mit HCl ermittelt. Der Wassergehalt der feldfrischen Bodenprobe und der Wassergehalt an der Fließgrenze wurden gravimetrisch bestimmt. Die Reduktionskapazität wurde durch Rücktitration zugeführter und nicht verbrauchter Oxidationsäquivalente ermittelt.

3. Charakterisierung des Vergleichsstandortes

Der Vergleichsstandort befindet sich in den Nockbergen (Rinsnock, Kärnten) in 1900 m Seehöhe. Die ungedüngte

Autor: Dr. Andreas BOHNER, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 IRDNING

Almweide wird seit etwa 30 Jahren extensiv mit Rindern bestoßen; davor wurde die Fläche gemäht. Die unmittelbar angrenzende Hochgraswiese wird seit etwa 40 Jahren nicht mehr gemäht. Die Untersuchungsflächen befinden sich am Mittelhang eines initialen Hochtalkares; es handelt sich dabei um einen südexponierten Lawinengang mit 26° Hangneigung. Die Böden sind tiefgründige, blockreiche, stark solodige Braunerden aus Gurktaler Phyllit. Die Humusform ist Mull, die Bodenart sandiger Lehm. Der Wasserhaushalt ist frisch. Der Pflanzenbestand der Almweide zählt zum Bürstlingsrasen (*Sieversio-Nardetum strictae* Subassoziation von *Chaerophyllum villarsii*). Der Pflanzenbestand der Hochgraswiese wurde den Alpen-Kälberkropf-Schilf-Straußgraswiesen (*Chaerophyllum villarsii-Agrostietum schraderianae*) zugeordnet. Durch Nutzungsaufgabe bzw. Hochgraswiesenbildung hat sich die floristische Artendiversität von 70 auf 21 Gefäßpflanzen reduziert (BOHNER, 1998).

4. Ergebnisse

4.1 Auswirkungen der Nutzungsaufgabe auf die Mineralstoffgehalte im Pflanzenbestand

In der Hochgraswiese war der Hauptbestandbildner (Schilf-Straußgras, *Agrostis schraderiana*) zum Mähzeitpunkt (31.7.) am Beginn der Blüte. Die untersten zwei bis drei Blattspreiten waren wegen des Lichtmangels in dieser Bestandesschicht bereits abgestorben. Das spärliche Lichtangebot reichte nicht mehr für eine positive CO₂-Bilanz der Blätter aus; die Atmungsverluste konnten nicht mehr durch Photosynthese gedeckt werden. Der Nekromasseanteil am Erntegut betrug daher in der Hochgraswiese rund 19 %. In der Weide war der Nekromasseanteil am Erntegut äußerst gering.

Tabelle 1: Landwirtschaftlich nutzbare Erträge und Mineralstoffgehalte im Pflanzenbestand (Mähtermin: 31.7.); Hgw = Hochgraswiese

	dt/ha	T	N	P	g/kg T				
					S	Ca	Mg	K	Na
Weide	23	19,4	2,9	1,5	6,8	1,6	12,2	0,2	
Hgw	59	20,6	2,8	0,9	2,5	1,3	11,7	0,1	

Tabelle 2: Mineralstoffgehalte im Pflanzenbestand (Mähtermin: 31.7.); Hgw = Hochgraswiese

	mg/kg T													
	Fe	Mn	Cu	Zn	B	Mo	Co	Cr	Ni	V	Al	As	Cd	Pb
Weide	231	395	7	127	16	0,0	0,1	10	8	0,2	119	0,0	0,5	0,0
Hgw	65	447	7	132	7	0,0	0,0	5	4	0,0	44	0,0	0,1	0,0

Tabelle 3: Transferfaktor (TF-F. = Stoffgehalte Pflanzen/Stoffgehalte Boden A 0-6 cm); F-Fr. = Boden-Sättigungslösung; W-Fr. = wasserlösliches Totale; Hgw = Hochgraswiese

	TF-F.		W-Fr.	
	Weide	Hgw	Weide	Hgw
N	4850	4120	3880	606
P	29000	14000	358	204
S	150	69	65	45
Ca	358	109	200	96
Mg	400	163	320	163
K	4067	975	2033	836
Na	100	100	50	100
Fe	1925	650	23	6
Mn	306	475	168	403
Cu	700	350	22	9
Zn	1588	2640	489	132
B	800	350	30	17
Ni	205	364	160	7
Al	198	110	8	3

Der landwirtschaftlich nutzbare Ertrag ist in der krautarmen, leguminosenfreien und vom Schilf-Straußgras dominierten Hochgraswiese mit 59 dt/ha T mehr als doppelt so hoch wie in der krautreihen, leguminosenarmen Weide (Tabelle 1). Die "Hochgraswiesenvegetation" weist deutlich niedrigere Mineralstoffgehalte in der oberirdischen Phytomasse als die "Weidevegetation" auf; nur die N-, Mn- und Zn-Gehalte sind vergleichsweise höher (Tabelle 1, 2). In der Hochgraswiese nehmen die Pflanzen relativ viel N auf; das N/S-Verhältnis ist mit 22,9 (Weide: 12,9) sehr weit. Der relativ hohe N-Gehalt und das weite N/S-Verhältnis lassen eine N-Akkumulation in der oberirdischen Phytomasse erkennen. Der vergleichsweise niedrigere NUI-Index (nitrogen utility index; 48 versus 51) weist ebenfalls auf eine N-Akkumulation in der "Hochgraswiesenvegetation" hin. Die Pflanzen akkumulieren N, sobald das pflanzenverfügbare N-Angebot im Boden den N-Bedarf der Pflanzen übersteigt (MILLARD, 1988); sie nehmen in diesem Fall mehr N auf als für ein optimales Wachstum gebraucht wird. Nachdem die Nährstoffaufnahme der Pflanzen vor allem von der Aufnahmekapazität ihrer Wurzeln und vom Stoff-

angebot an der Wurzeloberfläche abhängt (CHAPIN, 1980), kann aus der N-Akkumulation in der "Hochgraswiesenvegetation" auf ein hohes pflanzenverfügbares N-Angebot während der Vegetationsperiode im "Hochgraswiesenboden" geschlossen werden.

Die etwas höheren Mn- und Zn-Gehalte in der "Hochgraswiesenvegetation" deuten Säureimpulse während der Vegetationsperiode im "Hochgraswiesenboden" an, denn bei einer Versauerung der Rhizosphäre nehmen die Pflanzen in erster Linie vermehrt Mn und Zn auf. Der Grasreichtum trägt zur Mn-Akkumulation ebenfalls bei, denn Gräser haben im allgemeinen ein gutes Aufnahmevermögen für Mn.

Vergleicht man die Transferfaktoren (Quotient Stoffgehalte in Pflanzen und Stoffgehalte im Boden) miteinander, dann erkennt man eine relativ stärkere Stoffanreicherung im "Hochgraswiesenboden" bzw. eine geringere Stoffausnutzung durch die "Hochgraswiesenvegetation" (Tabelle 3). Nur bei Mn ist der Transferfaktor sowohl in der Boden-Sättigungslösung (F-Fraktion) als auch in der W-Fraktion (wasserlösliches Totale) in der Hochgraswiese deutlich höher als in der Weide; bei Zn und Ni ist ein vergleichsweise höherer Transferfaktor auf die F-Fraktion und bei Na auf die W-Fraktion beschränkt. Insbesondere Mn, Zn und Ni werden somit in der "Hochgraswiesenvegetation" selektiv angereichert; dies weist auf temporäre Säureimpulse während der Vegetationsperiode im "Hochgraswiesenboden" hin. Mn, Zn und Ni zählen zu den mobilsten Elementen im System Boden-Pflanze; ihre Pflanzenverfügbarkeit und -aufnahme steigt im allgemeinen mit sinkendem pH-Wert der Rhizosphäre-Bodens deutlich an. Die Mineralstoffkomposition im Pflanzenbestand und die Transferfaktoren lassen eine Stoffanreicherung (insbesondere Anreicherung von pflanzenverfügbarem N) im "Hochgraswiesenboden" sowie temporäre Säureimpulse während der Vegetationsperiode erkennen.

4.2 Stoffeinträge in Gebirgsökosysteme durch nasse Deposition und Stoffspeicherung in der oberirdischen Phytomasse

Gebirgsökosysteme erhalten durch nasse Deposition im Laufe eines Jahres mehr Na und S, als in der oberirdischen Phytomasse während des Phytomassehöchststandes gespeichert ist; bei N, P, Ca, Mg und K ist die jährliche Stoffzufuhr durch nasse Deposition geringer (Tabelle 4).

N und K sind für die Pflanzen mit Ausnahme von C, O und H die quantitativ wichtigsten Elemente; ihre temporäre Speicherung in der oberirdischen Phytomasse ist daher im Vergleich zu den anderen Elementen am größten (Tabelle 4). Während des Phytomassehöchststandes ist allerdings nur 0,2 % (Weide) bzw. 0,7 % (Hochgraswiese) des gesamten N-Vorrates in der oberirdischen Phytomasse gespeichert und kann durch Ernte dem Ökosystem entzogen werden. Der jährliche N-Eintrag durch nasse Deposition beträgt etwa 0,03 % des gesamten N-Vorrates im Ökosystem.

4.3 Auswirkungen der Nutzungsaufgabe und Hochgraswiesenbildung auf den bodenchemischen Stoffzustand

Der "Hochgraswiesenboden" weist trotz niedrigerer Bodentemperatur (BOHNER, 1998) und fehlender oberirdischer Phytomasseentnahme im A-Horizont einen etwas niedrigeren Humusgehalt als der "Weideboden" auf (Tabelle 5). Wegen des geringeren Humusgehaltes ist auch der N_{org} - und N_{tot} -Gehalt vergleichsweise niedriger. Der Stickstoff liegt in beiden Böden beinahe zu 100 % als N_{org} vor; dies ist typisch für humusreiche Gebirgsböden. Das C/N_{org} - und C/N_{tot} -Verhältnis ist im "Hochgraswiesenboden" im A-Horizont etwas weiter als im "Weideboden"; im B1-Horizont ist nur das C/N_{org} -Verhältnis geringfügig höher. Der "Hochgraswiesenboden" weist im A-Horizont wegen des niedrigeren Humusgehaltes eine geringere Wasserspeicherkapazität als der "Weideboden" auf (Tabelle 6). Der "Hochgraswiesenboden" enthält in der Boden-Sättigungslösung sowohl im A- als auch im B1-Horizont weniger gelösten C als der "Weideboden". Im A-Horizont ist der Gehalt an

Tabelle 4: Stoffeinträge über die Atmosphäre (nasse Deposition) und Stoffentzüge (kg/ha T) bei einmaliger Mähnutzung (Mähtermin: 31.7.); Hgw = Hochgraswiese

	m Seehöhe	kg/ha/Jahr						
		N	P	S	Ca	Mg	K	Na
Falkert*	1880	5,8	0,18	7,7	3,1	0,6	1,2	1,5
Nockgebiet**		4-8	-	4-8	0-8	0-2	0-2	2-4
Weide	1900	45	7	4	16	4	28	0,5
Hgw	1905	122	17	5	15	8	69	0,6

*Quelle: Honsig-Erlenburg et al., 1986; **Umweltbundesamt, 1998

Tabelle 5: Humus-Kennwerte; Hgw = Hochgraswiese

	Horizont	Entnahme- tiefe cm	%					
			C_{org}	N_{org}	N_{tot}	N_{org}/N_{tot}	C/N_{org}	C/N_{tot}
Weide	A	0-6	9,8	0,89	0,90	99	11,01	10,89
Weide	B1	30-40	2,1	0,22	0,22	100	9,55	9,55
Hgw	A	0-6	8,7	0,76	0,76	100	11,45	11,45
Hgw	B1	30-40	2,1	0,21	0,22	96	10,00	9,55

Tabelle 6: Wassergehalt, Reduktionskapazität und Humusstabilität

	Horizont	Entnahme- tiefe cm	Wasser (Gew.%)		mg C/l		mg C/100 g T		Hu.stab. (%)	
			nBF	FG	F-Fr.	W-Fr.	F-Fr.	W-Fr.	F-Fr.	W-Fr.
Weide	A	0-6	45,7	168,9	65	7	11,0	48	0,11	0,49
Weide	B1	30-40	27,7	64,6	30	6	2,0	25	0,10	1,19
Hgw	A	0-6	42,5	152,8	51	65	7,8	421	0,09	4,84
Hgw	B1	30-40	28,7	66,9	26	6	1,7	25	0,08	1,19

Wasser (Gew.%) nBF = Wassergehalt bei natürlicher Bodenfeuchte; Wasser (Gew.%) FG = Wassergehalt an der Fließgrenze (Saugspannung = 0); F-Fr. = Boden-Sättigungslösung; W-Fr. = wasserlösliches Totale; Hu.stab. = Humusstabilität; Hgw = Hochgraswiese

wasserlöslichem C beträchtlich höher; die Humusstabilität ist deutlich niedriger (Tabelle 6).

Die Tabellen 7 und 8 zeigen die Kennwerte der Boden-Sättigungslösung. Der "Hochgraswiesenboden" enthält sowohl im A- als auch im B1-Horizont deutlich mehr mineralische Kationenbasen ($\sum i_+$) und mineralische Anionen ($\sum i_-$) als der "Weideboden". Der Kationenüberschuß im A-Horizont wird in erster Linie durch Bicarbonat und organische Anionen ausgeglichen. Der Kationenüberschuß im A-Horizont wird im B1-Horizont durch einen Anionenüberschuß abgelöst; dies weist auf eine geringere Konzentration an organischen Anionen im B1-Horizont hin. Der Anionenüberschuß im B1-Horizont wird vor allem durch H^+ und mineralische Kationensäuren ausbalanciert. Die elektrische Leitfähigkeit und Ionenstärke sind im "Hochgraswiesenboden" sowohl im A- als auch im B1-Horizont höher als im "Weideboden".

Die Tabellen 9 und 10 zeigen die Kennwerte der W-Fraktion. Der "Hochgraswiesenboden" enthält im A-Horizont deutlich mehr wasserlösliche minerali-

sche Anionen ($\sum i_-$) als der "Weideboden". Der beträchtliche Anionenüberschuß wird in erster Linie durch organische Kationen und mineralische Kationensäuren ausgeglichen. Die elektrische Leitfähigkeit und Ionenstärke sind nur im A-Horizont im "Hochgraswiesenboden" deutlich höher als im "Weideboden".

Die Tabellen 11 und 12 zeigen die Kennwerte der A'-Fraktion. Der humusärmere "Hochgraswiesenboden" weist im A-Horizont deutlich weniger LiCl-austauschbare mineralische Kationenbasen ($\sum i_+$), etwas mehr LiCl-austauschbare Sesquioxide ($\sum s$) und deutlich weniger LiCl-austauschbare mineralische Anionen ($\sum i_-$) als der "Weideboden" auf; die effektive Kationenaustauschkapazität ($\sum i_+ + \sum s$) ist deutlich niedriger. Im B1-Horizont sind sowohl die LiCl-austauschbaren mineralischen Kationenbasen ($\sum i_+$) als auch die LiCl-austauschbaren Sesquioxide ($\sum s$) und LiCl-austauschbaren mineralischen Anionen ($\sum i_-$) geringfügig höher als im "Weideboden"; die effektive Kationenaustauschkapazität ($\sum i_+ + \sum s$) ist etwas höher.

Tabelle 7: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung (F-Fr.); Hgw = Hochgraswiese

	Hori- zont	Entnahme- tiefe cm	$i, \mu\text{val/l}$				$i, \mu\text{val/l}$				$\mu\text{val/l}$		$\mu\text{mol/l}$				
			Ca	Mg	K	NH_4	Na	Σi_+	H_2PO_4	SO_4	NO_3	Cl	Σi_+	$\Sigma i_+ - \Sigma i_-$	Σi_+	Σi_-	
Weide abs.	A	0-6	569	197	54	171	44	1035	3	374	14	217	608	427	652	421	1073
Weide %			55,0	19,0	5,2	16,5	4,3	100,0	0,5	61,5	2,3	35,7	100,0				
Weide abs.	B1	30-40	205	0	3	0	13	221	1	0	307	135	443	-222	118	443	561
Weide %			92,7	0,0	1,4	0,0	5,9	100,0	0,2	0,0	69,3	30,5	100,0				
Hgw abs.	A	0-6	744	411	194	221	17	1587	5	499	21	330	855	732	1011	606	1617
Hgw %			46,9	25,9	12,2	13,9	1,1	100,0	0,6	58,3	2,5	38,6	100,0				
Hgw abs.	B1	30-40	334	49	3	0	13	399	3	0	436	93	532	-133	208	531	739
Hgw %			83,6	12,3	0,8	0,0	3,3	100,0	0,6	0,0	81,9	17,5	100,0				

Tabelle 8: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung (F-Fr.)

	Hori- zont	Entnahme- tiefe cm	$\mu\text{mol/l}$				$\mu\text{mol/l}$				Σ	pH	$\mu\text{S/cm}$ eL	mmol/l J	$\Sigma s \%$ $\Sigma i_+ + \Sigma s$	K+ NH_4 +Na $\% \Sigma i_+$	
			Al	Fe	Mn	Σs	Si	MAK	MIKNÜ	MEBS							
Weide abs.	A	0-6	14,1	1,3	13,8	29,2	39	812	317	15	1144	5,45	140	1,49			
Weide %			48,3	4,4	47,3	100,0		71,0	27,7	1,3	100,0				4,3	26,0	
Weide abs.	B1	30-40	3,0	2,0	0,0	5,0	64	413	213	3	629	5,74	165	0,45			
Weide %			60,0	40,0	0,0	100,0		65,7	33,9	0,4	100,0				4,1	7,3	
Hgw abs.	A	0-6	9,3	1,3	11,1	21,7	64	1269	425	9	1703	5,91	149	2,12			
Hgw %			42,9	6,0	51,1	100,0		74,5	25,0	0,5	100,0				2,1	27,2	
Hgw abs.	B1	30-40	7,4	5,4	0,4	13,2	55	633	168	8	809	5,87	180	0,70			
Hgw %			56,1	40,9	3,0	100,0		78,2	20,8	1,0	100,0				6,0	4,1	

Hgw = Hochgraswiese; MAK = $\Sigma \text{NO}_3, \text{NH}_4, \text{P}, \text{S}, \text{Ca}, \text{Mg}, \text{K}$; MIKNÜ = $\Sigma \text{Fe}, \text{Mn}, \text{Zn}, \text{Cu}, \text{B}, \text{Mo}, \text{Cl}, \text{Ni}, \text{Na}, \text{Si}, \text{Co}, \text{V}, \text{Cr}$; MEBS = $\Sigma \text{Al}, \text{As}, \text{Cd}, \text{Pb}$; eL = elektrische Leitfähigkeit; J = Ionenstärke

Tabelle 9: Kennwerte der W-Fraktion (wasserlösliches Totale); Hgw=Hochgraswiese

	Hori- zont	Entnahme- tiefe cm	$i, \mu\text{val}/100 \text{ g}$				$i, \mu\text{val}/100 \text{ g}$				Σi_+	$\mu\text{val}/100 \text{ g}$ $\Sigma i_+ - \Sigma i_-$	$\mu\text{mol}/100 \text{ g}$				
			Ca	Mg	K	NH_4	Na	Σi_+	H_2PO_4	SO_4			NO_3	Cl	Σi_+	Σi_-	
Weide abs.	A	0-6	170	41	15	29	17	272	26	143	7	214	390	-118	167	319	486
Weide %			62,5	15,0	5,5	10,7	6,3	100,0	6,7	36,7	1,8	54,8	100,0				
Weide abs.	B1	30-40	210	0	3	14	4	231	0	81	29	282	392	-161	126	351	447
Weide %			90,9	0,0	1,3	6,1	1,7	100,0	0,0	20,7	7,4	71,9	100,0				
Hgw abs.	A	0-6	130	66	36	36	4	272	44	125	207	384	760	-488	174	697	871
Hgw %			47,8	24,3	13,2	13,2	1,5	100,0	5,8	16,5	27,2	50,5	100,0				
Hgw abs.	B1	30-40	145	0	0	29	0	174	0	81	36	166	283	-109	101	243	344
Hgw %			83,3	0,0	0,0	16,7	0,0	100,0	0,0	28,6	12,7	58,7	100,0				

Tabelle 10: Kennwerte der W-Fraktion (wasserlösliches Totale)

	Hori- zont	Entnahme- tiefe cm	$\mu\text{mol}/100 \text{ g}$				$\mu\text{mol}/100 \text{ g}$				Σ	pH	$\mu\text{S/cm}$ eL	mmol/100 g J	$\Sigma s \%$ $\Sigma i_+ + \Sigma s$	K+ NH_4 +Na $\% \Sigma i_+$	
			Al	Fe	Mn	Σs	Si	MAK	MIKNÜ	MEBS							
Weide abs.	A	0-6	52,6	18,2	4,3	75,1	50	254	312	54	620	6,07	18	1,60			
Weide %			70,1	24,2	5,7	100,0		41,0	50,3	8,7	100,0				31,0	22,5	
Weide abs.	B1	30-40	3,0	1,4	0,2	4,6	25	191	315	3	509	6,29	16	0,95			
Weide %			65,2	30,4	4,4	100,0		37,5	61,9	0,6	100,0				3,5	9,1	
Hgw abs.	A	0-6	50,8	18,2	2,0	71,0	64	483	481	54	1018	6,04	23	1,92			
Hgw %			71,5	25,6	2,8	100,0		47,5	47,2	5,3	100,0				29,0	27,9	
Hgw abs.	B1	30-40	3,7	0,4	0,4	4,5	29	178	199	6	383	5,90	18	0,73			
Hgw %			82,2	8,9	8,9	100,0		46,4	52,0	1,6	100,0				4,3	16,7	

Hgw = Hochgraswiese; MAK = $\Sigma \text{NO}_3, \text{NH}_4, \text{P}, \text{S}, \text{Ca}, \text{Mg}, \text{K}$; MIKNÜ = $\Sigma \text{Fe}, \text{Mn}, \text{Zn}, \text{Cu}, \text{B}, \text{Mo}, \text{Cl}, \text{Ni}, \text{Na}, \text{Si}, \text{Co}, \text{V}, \text{Cr}$; MEBS = $\Sigma \text{Al}, \text{As}, \text{Cd}, \text{Pb}$; eL = elektrische Leitfähigkeit; J = Ionenstärke

Die Tabellen 13 und 14 zeigen die Kennwerte der R'-Fraktion. Der humusärmere "Hochgraswiesenboden" weist im A-Horizont deutlich weniger H_2SO_4 -extrahierbare mineralische Kationenbasen (Σi_+) und Sesquioxide (Σs) als der "Weideboden" auf; im B1-Horizont sind die H_2SO_4 -extrahierbaren mineralischen Kationenbasen (Σi_+) vergleichsweise höher.

Im "Hochgraswiesenboden" ist vor allem im A-Horizont deutlich mehr wasserlösliches NO_3^- als im "Weideboden"

vorhanden. NO_3^- macht im "Hochgraswiesenboden" 27 % und im "Weideboden" 2 % der wasserlöslichen mineralischen Anionensumme aus (Tabelle 9). Auch der Gehalt an wasserlöslichem NH_4^+ ist vergleichsweise höher; sein Anteil an der wasserlöslichen mineralischen Kationenbasensumme beträgt im "Hochgraswiesenboden" 13 % und im "Weideboden" 11 %. Der relativ hohe Gehalt an wasserlöslichem NO_3^- und sein hoher Anteil an der mineralischen Anionensumme zeigen gute Nitrifizierungs-

bedingungen im A-Horizont des frischen "Hochgraswiesenbodens" an. Der niedrige N-Transferfaktor (Tabelle 3) weist allerdings darauf hin, daß die "Hochgraswiesenvegetation" den wasserlöslichen NO_3^- - und NH_4^+ -N nicht voll verwerten kann. Nachdem in der leguminosenfreien Hochgraswiese mit Sicherheit keine erhöhte N_2 -Fixierung stattfindet, und das Muttergestein de facto N-frei ist, kann der erhöhte Gehalt an wasserlöslichem NO_3^- und NH_4^+ nur ökosystemintern aus einem verstärkten Humusabbau resultie-

Tabelle 11: Kennwerte der A⁻-Fraktion (LiCl austauschbare Teilquanten - wasserlösliches Totale); Hgw=Hochgraswiese

	Hori- zont	Entnahme- tiefe cm	pH	% C _{org}	mval/kg					mval/kg					
					Ca	Mg	K	NH ₄	Na	Σ i _a	Al	Fe	Mn	Σ s	Σ i _a + Σ s
Weide abs.	A	0-6	4,81		61,0	11,4	3,5	3,6	1,4	80,9	4,69	0,02	3,35	8,06	89,0
Weide %				9,8	75,4	14,1	4,3	4,5	1,7	100,0	58,2	0,2	41,6	100,0	
Weide abs.	B1	30-40	4,81		16,6	3,7	0,8	0,2	5,0	26,3	6,39	0,00	0,03	6,42	32,7
Weide %				2,1	63,1	14,1	3,0	0,8	19,0	100,0	99,5	0,0	0,5	100,0	
Hgw abs.	A	0-6	4,76		43,9	11,1	5,7	1,4	0,7	62,8	6,99	0,02	1,67	8,68	71,5
Hgw %				8,7	69,9	17,7	9,1	2,2	1,1	100,0	80,6	0,2	19,2	100,0	
Hgw abs.	B1	30-40	5,29		18,6	4,7	0,8	0,4	5,2	29,7	7,22	0,00	0,03	7,25	37,0
Hgw %				2,1	62,6	15,8	2,7	1,4	17,5	100,0	99,6	0,0	0,4	100,0	

Tabelle 12: Kennwerte der A⁻-Fraktion (LiCl austauschbare Teilquanten - wasserlösliches Totale)

	Hori- zont	Entnahme- tiefe cm	mmol/kg		mval/kg		Σ i _a	MAK	mmol/kg			Σ	Ca %	K+NH ₄ +Na	Al %	Σ s %
			Si	H ₂ PO ₄	SO ₄	NO ₃			MIKNÜ	MEBS	Σ i _a + Σ s		% Σ i _a + Σ s	Σ i _a + Σ s	Σ i _a + Σ s	
Weide abs.	A	0-6	0,11	0,03	2,87	1,86	4,76	46,7	3,4	1,6	51,7					
Weide %				0,6	60,3	39,1	100,0	90,3	6,6	3,1	100,0	68,5	9,6	5,3	9,1	
Weide abs.	B1	30-40	0,00	0,02	0,94	2,57	3,53	14,2	5,1	2,1	21,4					
Weide %				0,6	26,6	72,8	100,0	66,4	23,8	9,8	100,0	50,8	18,3	19,5	19,6	
Hgw abs.	A	0-6	0,11	0,06	0,12	0,14	0,32	34,8	1,9	2,3	39,0					
Hgw %				18,7	37,5	43,8	100,0	89,2	4,9	5,9	100,0	61,4	10,9	9,8	12,1	
Hgw abs.	B1	30-40	0,00	0,00	1,81	2,29	4,10	16,0	5,3	2,4	23,7					
Hgw %				0,0	44,1	55,9	100,0	67,5	22,4	10,1	100,0	50,3	17,3	19,5	19,6	

Hgw = Hochgraswiese; MAK = Σ NO₃, NH₄, P, S, Ca, Mg, K; MIKNÜ = Σ Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Ni, Na, Si, Co, V, Cr; MEBS = Σ Al, As, Cd, Pb

Tabelle 13: Kennwerte der R⁻-Fraktion (H₂SO₄ extrahierbare Teilquanten - LiCl-austauschbare Teilquanten); Hgw = Hochgraswiese

	Hori- zont	Entnahme- tiefe cm	% C _{org}	μmol/100 g				Na	Σ ₊₊	μmol/100 g		Al	μmol/100 g		Σ s
				Ca	Mg	K	NH ₄			P	NO ₃		Fe	Mn	
Weide abs.	A	0-6		8152	3773	760	328	1670	14683	4150	143	32048	30446	2613	65107
Weide %			9,8	55,5	25,7	5,2	2,2	11,4	100,0			49,2	46,8	4,0	100,0
Weide abs.	B1	30-40		5265	1461	174	107	444	7451	3059	7	24230	20784	1354	46368
Weide %			2,1	70,7	19,6	2,3	1,4	6,0	100,0			52,3	44,8	2,9	100,0
Hgw abs.	A	0-6		4007	2827	696	964	1370	9864	4105	164	26854	26550	2255	55659
Hgw %			8,7	40,6	28,7	7,0	9,8	13,9	100,0			48,2	47,7	4,1	100,0
Hgw abs.	B1	30-40		5934	1411	123	50	570	8088	2529	0	23338	21412	1380	46130
Hgw %			2,1	73,4	17,5	1,5	0,6	7,0	100,0			50,6	46,4	3,0	100,0

ren. Bei Nutzungsaufgabe fehlt der N-Entzug durch Mahd oder Beweidung; der N-Eintrag über die Atmosphäre bleibt allerdings erhalten. Deswegen wird bei Nutzungsaufgabe die N-Bilanz zunehmend positiv. Die "Hochgraswiesenvegetation" nimmt in weiterer Folge mehr N auf und sie liefert daher auch N-reichere Bestandesabfälle. Diese erhöhte Zufuhr von N-reicheren Bestandesabfällen fördert trotz niedrigerer Bodentemperatur die Humusmineralisation (priming action) und steigert die N-Nettomineralisation.

Bei der Mineralisation und Nitrifikation N-reicher organischer Bestandesabfälle entsteht Salpetersäure. Der Boden versauert und reichert sich mit wasserlöslichem NO₃⁻ an, wenn durch Nitrifikation permanent mehr NO₃⁻ (Salpetersäure) gebildet wird, als die Pflanzenwurzeln aufnehmen können (vgl. ULRICH et al., 1980; Van MIEGROT und COLE, 1984; REUSS und JOHNSON, 1986; ULRICH, 1991). Die Stoffkomposition im

Pflanzenbestand (relativ viel N, Mn und Zn), der höhere Transferfaktor für Mn, Zn und Ni, der relativ hohe Gehalt an wasserlöslichem NO₃⁻, sein hoher Anteil an der wasserlöslichen mineralischen Anionensumme, die deutlich niedrigere Ca-Sättigung, die höhere Mg-, Alkali- und Sesquioxid-Sättigung (Tabelle 11, 12) und der Verlust an Säureneutralisationskapazität (Tabelle 15) sind klare Indizien für saisonale Salpetersäureimpulse im A-Horizont des "Hochgraswiesenbodens". Salpetersäureimpulse dürften bevorzugt im Frühjahr beim intensiven Abbau der relativ N-reichen oberirdischen Bestandesabfälle entstehen. Die saisonalen Salpetersäureimpulse werden im relativ humus- und basenreichen "Hochgraswiesenboden" in erster Linie durch Ca-Desorption abgepuffert; mit dieser Kationenaustauschreaktion ist eine Abnahme der Ca-Sättigung sowie ein Anstieg der Mg- und Alkali-Sättigung (Solodierung) in der A⁻-Fraktion verbunden (Tabelle 11, 12). Am Sorptionskom-

plex vermindert sich durch saisonale Salpetersäureimpulse allmählich die Basensättigung in erster Linie durch einen Ca-Al-Austausch; vor allem durch den Anstieg des Gehaltes an austauschbarem Al wird zunehmend austauschbare Azidität aufgebaut (Tabelle 11, 12). Durch Protonierung variabler Oberflächenladung vermindert sich die effektive Kationenaustauschkapazität (Tabelle 11), wodurch Säureneutralisationskapazität verloren geht (Tabelle 15). Die saisonalen Salpetersäureimpulse führen im "Hochgraswiesenboden" zu einer Bodenversauerung, die auch ohne permanente pH-Abnahme in der Boden-Sättigungslösung erfolgen kann. Der pH-Wert der Boden-Sättigungslösung ist ein zeitlich äußerst variabler Intensitätsfaktor. Ein besseres Maß für den Aziditätsgrad eines Bodens ist die Säureneutralisationskapazität; sie nimmt generell mit zunehmender Bodenversauerung ab. Durch schnelle und effektive Kationenaustauschreaktionen infolge hoher Gehalte

an austauschbaren mineralischen Kationenbasen wird im "Hochgraswiesenboden" eine bedeutende Säure-induzierte Sesquioxidmobilisierung (insbesondere Al-Mobilisierung) bisher verhindert; die Al-Sättigung beträgt im A-Horizont erst 10 % (Tabelle 12) und der Sesquioxid-Anteil an der mineralischen Kationensumme macht in der Boden-Sättigungslösung nur 2 % aus (Tabelle 8).

Beim intensiven Abbau der relativ N-reichen Bestandesabfälle werden im "Hochgraswiesenboden" verstärkt positiv geladene, N-haltige, wasserlösliche organische Substanzen gebildet (Tabelle 6, 9). Positiv geladene, N-haltige organische Substanzen können beispielsweise durch Protonierung von Amino- und Carbonyl-Gruppen während eines Salpetersäureimpulses entstehen, wodurch sie aus der Boden-Sättigungslösung entfernt werden. Der geringere Humusgehalt im "Hochgraswiesenboden" und das weitere C/N-Verhältnis im A-Horizont können nur mit einer N-induzierten erhöhten Respiration und mit einer intensiven Tiefenverlagerung von NO_3^- und zum Teil auch von N-haltigen organischen Substanzen im Boden erklärt werden. Die hohe N-Nettomineralisation und NO_3^- -Bildung ist im "Hochgraswiesenboden" nur möglich, weil der Humusgehalt sinkt. Mit dem Humusabbau ist ein Verlust an Speicherkapazität für Wasser und (Nähr)stoffe verbunden.

Die gesteigerte Humusmineralisation und die saisonalen Salpetersäureimpulse bewirken im A-Horizont des "Hochgraswiesenbodens" einen Anstieg der Konzentration an Makronährelementen (MAK) sowie Mikronährelementen und nützlichen Elementen (MIKNÜ) in der Boden-Sättigungslösung und W-Fraktion zu Lasten der A'- und R'-Fraktion (Tabelle 8, 10, 12, 14). Im "Hochgraswiesenboden" findet somit eine Phasenumverteilung der Nährstoffe hin zu mobilere Fraktionen statt. Das erhöhte Angebot an leicht pflanzenverfügbaren Nährstoffen kann von der Gebirgsvegetation auf Grund niedriger Wärmesumme und kurzer Vegetationsperiode allerdings nur bedingt in eine gesteigerte Biomasseproduktion umgesetzt werden. Die relativ niedrigen Transferfaktoren zeigen an, daß die "Hochgraswiesenvegetation" den erhöhten Gehalt an leicht pflanzen-

Tabelle 14: Kennwerte der R'-Fraktion (H_2SO_4 extrahierbare Teilquanten - LiCl-austauschbare Teilquanten)

	Horizont	Entnahmetiefe cm	$\mu\text{mol}/100\text{ g}$ Si	MAK	$\mu\text{mol}/100\text{ g}$		Σ
					MIKNÜ	MEBS	
Weide abs.	A	0-6	7	17305	34942	32068	84315
Weide %				20,5	41,5	38,0	100,0
Weide abs.	B1	30-40	4	10073	22674	24238	56985
Weide %				17,7	39,8	42,5	100,0
Hgw abs.	A	0-6	11	12763	30353	26872	69988
Hgw %				18,2	43,4	38,4	100,0
Hgw abs.	B1	30-40	4	10046	23447	23342	56835
Hgw %				17,7	41,2	41,1	100,0

Hgw = Hochgraswiese; MAK = $\Sigma \text{NO}_3, \text{NH}_4, \text{P}, \text{Ca}, \text{Mg}, \text{K}$; MIKNÜ = $\Sigma \text{Fe}, \text{Mn}, \text{Zn}, \text{Cu}, \text{B}, \text{Mo}, \text{Ni}, \text{Na}, \text{Si}, \text{Co}, \text{V}, \text{Cr}$; MEBS = $\Sigma \text{Al}, \text{As}, \text{Cd}, \text{Pb}$

Tabelle 15: pH und Säureneutralisationskapazität (SNK; bis pH 3)

	Horizont	Entnahmetiefe cm	pH			SNK mval/l			SNK mval/100 g		
			F-Fr.	W-Fr.	A-Fr.	F-Fr.	W-Fr.	A-Fr.	F-Fr.	W-Fr.	A-Fr.
Weide	A	0-6	5,45	6,07	4,81	50,0	28,4	23,5	8,5	196	162
Weide	B1	30-40	5,74	6,29	4,81	50,0	20,7	20,8	3,3	87	88
Hgw	A	0-6	5,91	6,04	4,76	48,0	20,6	23,9	7,3	133	155
Hgw	B1	30-40	5,87	5,90	5,29	57,6	27,2	27,7	3,9	115	116

F-Fr. = Boden-Sättigungslösung; W-Fr. = wasserlösliches Totale; A-Fr. = LiCl-austauschbare Teilquanten; Hgw = Hochgraswiese

verfügbaren Nährstoffen nicht voll nutzen kann.

Im "Hochgraswiesenboden" wird das über den pflanzlichen und mikrobiellen Bedarf hinaus produzierte und nicht im A-Horizont gespeicherte NO_3^- in erster Linie mit Ca^{2+} als Begleitkation in tiefere Bodenschichten verlagert. In der Boden-Sättigungslösung steigt der NO_3^- -Anteil an der mineralischen Anionensumme vom A-Horizont (3 %) zum B1-Horizont (82 %) beträchtlich an; der Ca^{2+} -Anteil an der mineralischen Kationenbasensumme erhöht sich von 47 % auf 84 %. Auch Na^+ reichert sich im B1-Horizont relativ an (Tabelle 7). Die niedrigen Transferfaktoren in der Boden-Sättigungslösung weisen darauf hin, daß die "Hochgraswiesenvegetation" Na^+ und Ca^{2+} relativ stark diskriminiert (Tabelle 3). Ca^{2+} und Na^+ werden daher im "Hochgraswiesenboden" bevorzugt mit NO_3^- in tiefere Bodenschichten verlagert. Ca^{2+} reichert sich im B1-Horizont absolut und relativ in der R'-Fraktion an (Tabelle 13). SO_4^{2-} wird von der "Hochgraswiesenvegetation" stark diskriminiert (Tabelle 3). Daher wird in der Boden-Sättigungslösung die mineralische Anionensumme im A-Horizont von SO_4^{2-} dominiert (Tabelle 7). SO_4^{2-} wird vor allem im B-Horizont inaktiviert und trägt daher nicht zur Kationenauswaschung bei. Auch der im A-Horizont mobilisierte C wird im B-Horizont weitgehend inaktiviert oder mi-

krobiell abgebaut (Tabelle 6). Eine nennenswerte Kationenauswaschung kann daher im "Hochgraswiesenboden" vor allem mit NO_3^- erfolgen. Auf Grund der intensiven Tiefenverlagerung von NO_3^- vermindert sich der N_{org} -Anteil am Gesamt-N und es findet eine relativ stärkere Verengung des $\text{C}/\text{N}_{\text{tot}}$ -Verhältnisses im Vergleich zum $\text{C}/\text{N}_{\text{org}}$ -Verhältnis mit zunehmender Bodentiefe statt (Tabelle 5). Der "Hochgraswiesenboden" weist im B1-Horizont sowohl in der Boden-Sättigungslösung als auch in der W-Fraktion im Vergleich zum "Weideboden" einen geringeren Überschuss an sauren Anionen auf (Tabelle 7, 9). Mit einer relativen Anreicherung basischer Kationen ist ein Anstieg der Säureneutralisationskapazität im B1-Horizont verbunden (Tabelle 15).

Nicht alle mineralischen Kationenbasen zeigen einen Nettoverlust im Oberboden (Tabelle 16). K^+ reichert sich im A-Horizont des "Hochgraswiesenbodens" sogar an. Die relativ hohe K-Aufnahme und temporäre K-Speicherung in der "Hochgraswiesenvegetation" bewirken eine im Vergleich zu Ca^{2+} oder Na^+ geringere K^+ -Verlagerung im Boden. Neben K^+ reichert sich im A-Horizont des "Hochgraswiesenbodens" auch noch NO_3^- , NH_4^+ und Si an (Tabelle 16). NO_3^- wird bevorzugt in der W-Fraktion gespeichert, NH_4^+ hingegen vor allem in der R'-Fraktion. Nachdem insbesondere Gräser in der Re-

Tabelle 16: Kennwerte der R-Fraktion (H₂SO₄ extrahierbare Teilquanten)

	Weide		Hochgraswiese	
	A-Horizont	B1-Horizont	A-Horizont	B1-Horizont
	%			
C _{org}	9,8	2,1	8,7	2,1
	mg/100 g			
NO ₃	4,7	4,1	5,4	3,7
NH ₄	10,1	2,0	15,9	1,7
P	129,5	94,8	127,2	79,9
Si	1,9	0,8	2,4	0,9
Na	41,9	21,8	33,2	25,1
K	44,1	10,0	50,9	7,8
Ca	452,4	248,5	251,1	277,9
Mg	106,0	40,0	83,0	40,0
	mg/kg			
Fe	17014,00	11608,00	14838,00	11958,00
Mn	1530,00	745,00	1286,00	759,00
Zn	61,00	13,00	55,00	11,00
Cu	12,00	6,00	9,00	5,00
Co	14,50	7,50	12,10	7,50
B	2,80	0,70	1,70	0,20
Mo	0,35	0,01	0,33	0,12
Cr	9,10	8,30	7,70	9,70
Ni	18,30	8,70	14,30	8,90
Al	8703,00	6596,00	7322,00	6363,00
As	3,40	2,10	4,60	3,40
Cd	0,60	0,10	0,60	0,10
Pb	38,60	10,40	32,50	6,60
V	14,20	7,60	12,10	7,90

gel sehr Si-reich sind (MENGEL, 1991), dürfte die Si-Anreicherung im "Hochgraswiesenboden" aus einer hohen pflanzlichen Aufnahme und temporären Speicherung in der Phytomasse resultieren. Außerdem dürfte durch eine gesteigerte Silikatverwitterung im Zuge saisonaler Salpetersäureimpulse im "Hochgraswiesenboden" mehr Si mobilisiert werden.

Die Vegetation und die Art der Nutzung beeinflussen somit die Stoffverlagerung im Boden sehr wesentlich. Elemente, die von den Pflanzen diskriminiert werden, sind sehr anfällig für eine Stoffverlagerung im Boden. Elemente wie N, K oder Si, die von den Pflanzen in großen Mengen aufgenommen werden, können sich bei fehlender Phytomasseentnahme durch Bioakkumulation im Oberboden anreichern.

4.4 Konsequenzen für den Natur- und Umweltschutz

Wenn es auf Grund einer Nutzungsaufgabe zur Hochgraswiesenbildung kommt, dann akkumuliert in frischen Gebirgsböden im Laufe der Jahre vor allem NO₃⁻, NH₄⁺, K⁺ und Si im Oberboden. Es kommt zu einer gesteigerten Humusmineralisation und zu saisonalen

Salpetersäureimpulsen. Die ökologischen Folgen sind Humusrückgang, Erweiterung des C/N-Verhältnisses und N_{org}-Vorratsabbau vor allem durch NO₃⁻-Verlagerung, Verlust an Wasserspeicherkapazität, Verminderung der effektiven Kationenaustauschkapazität, Verlust an Säureneutralisationskapazität, Abnahme der Basensättigung, Solodierung, Zunahme der austauschbaren Azidität, Phasenumverteilung der Stoffe hin zu mobileren Fraktionen, selektive Stoffverlagerungen mit besonders hohem Ca-Verlust im Oberboden und Ca-Gewinn im Unterboden sowie Anstieg der Säureneutralisationskapazität im Unterboden.

Bodenökologisch und hydrogeologisch relevant wird die allmähliche N-Selbsteutrophierung vor allem dann, wenn die N-Inaktivierungskapazität des "Hochgraswiesenbodens" überschritten wird, der pH-Wert in der Bodenlösung durch starke Verminderung der Säureneutralisationskapazität in den ökologisch ungünstigen Al-Pufferbereich absinkt und somit ökologisch relevante Mengen an H⁺-Ionen bzw. Kationensäuren (insb. Al-Ionen) mit NO₃⁻ ins Grundwasser gelangen. Der Zeitraum von der allmählichen N-Selbsteutrophierung bis zur Über-

schreitung der N-Inaktivierungskapazität und bis zum Erreichen des Al-Pufferbereiches hängt vor allem vom Muttergestein, vom Ausmaß externer N-Einträge, vom N-Status des Gebirgsbodens, seiner Kationenaustauschkapazität und Basensättigung vor Nutzungsaufgabe, vom Humusgehalt und von der Vegetation ab.

Mit der nutzungsbedingten Änderung des chemischen Bodenzustandes ist generell auch eine Vegetationsveränderung verbunden. Vom relativ hohen Gehalt an pflanzenverfügbarem N im Boden und von der fehlenden Phytomasseentnahme profitieren in erster Linie höherwüchsige Gräser sowie einige wenige nitrophile Kräuter und Hochstauden; sie gelangen zur Dominanz. Der Zunahme an oberirdischer Phytomasse folgt generell eine Abnahme der floristischen Artendiversität, weil viele lichtbedürftige, niedrigwüchsige Pflanzenarten von einigen wenigen höherwüchsigen Gräsern, in geringerem Ausmaß auch von einigen wenigen Hochstauden, durch Beschattung verdrängt werden (BOHNER, 1998, 2001). Die Nutzungsaufgabe begünstigt außerdem die Entstehung von Blaiken.

Der einzige Weg, die ursprüngliche floristische Artenvielfalt zu erhalten, die N-Selbsteutrophierung zu verhindern und die Gefahr der Blaikenbildung zu minimieren, ist die regelmäßige Entfernung eines Teiles der oberirdischen Phytomasse durch Mahd oder Beweidung. Am zweckmäßigsten ist eine standortsangepaßte Almbeweidung. Durch eine regelmäßige standortsangepaßte Almbeweidung wird eine Hochgraswiesenbildung am einfachsten verhindert, die hohe floristische Artenvielfalt bleibt erhalten oder wird sogar noch erhöht und durch den Nährstoffexport aus dem Ökosystem wird eine allmähliche N-Selbsteutrophierung und Bodenversauerung verhindert.

5. Zusammenfassung

Wenn es auf Grund einer Nutzungsaufgabe zur Hochgraswiesenbildung kommt, dann reduziert sich die floristische Artenvielfalt und in der Vegetation akkumuliert N. In frischen Gebirgsböden reichert sich im Laufe der Jahre im Oberboden vor allem NO₃⁻, NH₄⁺, K⁺ und Si an. Es kommt zu einer gesteigerten Humusmineralisation und zu saisonalen

Salpetersäureimpulsen, weil durch Nutzungsaufgabe das N-Angebot im Boden den N-Bedarf der Pflanzen und Mikroorganismen allmählich übersteigt. Die ökologischen Folgen sind Humusrückgang, Erweiterung des C/N-Verhältnisses und N_{org} -Vorratsabbau vor allem durch NO_3^- -Verlagerung, Verlust an Wasserspeicherkapazität, Verminderung der effektiven Kationenaustauschkapazität, Verlust an Säureneutralisationskapazität, Abnahme der Basensättigung, Solodierung, Zunahme der austauschbaren Azidität, Phasenumverteilung der Stoffe hin zu mobileren Fraktionen, selektive Stoffverlagerungen mit besonders hohem Ca-Verlust im Oberboden und Ca-Gewinn im Unterboden. Ökosysteme, die N akkumulieren, versauern somit im Laufe der Zeit durch Salpetersäureimpulse und intensive NO_3^- -Verlagerung im Boden. Durch eine regelmäßige standortsangepasste Almbeweidung wird eine Hochgraswiesenbildung am einfachsten verhindert, die hohe floristische Artenvielfalt bleibt erhalten oder wird sogar noch erhöht und durch den Nährstoffexport aus dem Ökosystem wird eine N-Selbsteutrophierung und Bodenversauerung verhindert.

6. Dank

Ich danke der Nationalparkverwaltung Kärnten für die großzügige finanzielle Unterstützung. Wertvolle Hinweise verdanke ich Herrn Univ.Prof. DI Dr. Franz Solar, B. Marold und Ch. Poppelbaum haben in dankenswerter Weise sämtliche EDV- und Rechen-Arbeiten durchgeführt.

7. Literatur

- BOHNER, A., 1998: Almwirtschaft und Gebirgs-Ökosysteme. Diss. BOKU Wien, 169 und 215 S.
- BOHNER, A., 2001: Bedeutung der Almwirtschaft und des Bodenzustandes für die Biotopvielfalt und floristische Artendiversität. Sauteria (im Druck).
- CHAPIN, F.S., 1980: The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11, 233-260.
- CRONAN, C.S., 1980: Controls on leaching from coniferous forest floor microcosms. *Plant and Soil* 56, 301-322.
- FOG, K., 1988: The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* 63, 433-462.
- GISI, U., P. FROSSARD und J.J. OERTLI, 1979: Bodenkundlicher Vergleich von Kultur- und Brachland im Schweizer Jura. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 142, 639-654.
- GISI, U. und J.J. OERTLI, 1981: Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. I. Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden. *Ecol. Plant.* Vol. 2, 7-21.
- GRENNFELT, P. and H. HULTBERG, 1986: Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 30, 945-963.
- GUGGENBERGER, G., 1992: Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlich immissionsbelasteten Fichtenstandorten. In: Bayreuther Bodenkundliche Berichte. Band 26, 164 S.
- GUGGENBERGER, G. und W. ZECH, 1993: Zur Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) in Fichtenökosystemen - Ergebnisse analytischer DOM-Fraktionierung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 341-347.
- HAYES, M.H.B., 1991: Influence of the acid/base status on the formation and interactions of acids and bases in soils. In: B. Ulrich and M.E. Sumner (eds.), 1991: *Soil acidity*. Springer Verlag, 80-96.
- HONSIG-ERLENBURG, W., W. HAFNER, J. GRUBER und G. DEISINGER, 1986: Gewässerbelastung durch Niederschläge und diffusen Eintrag. Kärntner Institut für Seenforschung.
- JOHNSON, D.W. and D.W. COLE, 1980: Anion mobility in soils: relevance to nutrient transport from forest ecosystems. *Environmental International* Vol. 3, 79-90.
- LIKENS, G.E., F.H. BORMANN, N.M. JOHNSON, D.W. FISCHER and R.S. PIERCE, 1970: Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs* 40, 23-47.
- MEIWES, K.J. and P.K. KHANNA, 1981: Distribution and cycling of sulphur in the vegetation of two forest ecosystems in an acid rain environment. *Plant and Soil* 60, 369-375.
- MENGEL, K., 1991: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer Verlag, 466 S.
- MILLARD, P., 1988: The accumulation and storage of nitrogen by herbaceous plants. *Plant, Cell and Environment* 11, 1-8.
- PFUSTERSCHMID, S., Th. PARIZEK, K. WAGNER, F. GREIF, 1999: Der Stand der Grünlandnutzung in Österreich – ein Überblick. Entwicklung der Kulturlandschaft und der Landwirtschaft im Ennstal. Programm und Kurzfassung der Vorträge. 26.2.1999, BAL Gumpenstein, 8-9.
- QUALLS, R. G. and B. L. HAINES, 1991: Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1112-1123.
- REUSS, J.O., 1977: Chemical and biological relationships relevant to the effect of acid rainfall on the soil-plant system. *Water, Air and Soil Pollution* 7, 461-478.
- REUSS, J.O. and D.W. JOHNSON, 1986: Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies* 59, Springer Verlag, 119 S.
- REUSS, J.O., 1991: The transfer of acidity from soils to surface waters. In: B. Ulrich and M.E. Sumner (eds.), 1981: *Soil acidity*. Springer Verlag, 203-217.
- SCHOENAU, J.J. and J.R. BETTANY, 1987: Organic matter leaching as a Component of Carbon, Nitrogen, Phosphorus and Sulfur Cycles in a forest, grassland and gleyed soil. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 51, 646-651.
- STEVENSON, F.J., 1986: *Cycles of soil*. John Wiley & Sons. 380 S.
- STÖCKLIN, J. und U. GISI, 1989: Veränderungen der Versorgung der Vegetation mit Stickstoff, Phosphor und Kalium nach Brachlegung von Magerwiesen. *Acta Ecologica* 4, 397-410.
- TAMM, C.O., 1990: Nitrogen in Terrestrial ecosystems. *Ecological Studies*. Vol. 81, Springer Verlag, 111 S.
- ULRICH, B., 1991: An ecosystem approach to soil acidification. In: B. Ulrich and M.E. Sumner (eds): *Soil acidity*. Springer Verlag, 28-79.
- ULRICH, B., R. MAYER and P.H. KHANNA, 1980: Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. *Soil Science* Vol. 130, 193-199.
- ULRICH, B., 1985: Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 43/1, 159-187.
- UMWELTBUNDESAMT, 1998: Kartierung der nassen Deposition in Österreich. BE-104. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. 24 S.
- VAN BREEMEN, N., J. MULDER and C.T. DRISCOLL, 1983: Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil* 75, 283-308.
- VAN MIEGROT, H. and D.W. COLE, 1984: The impact of nitrification on soil acidification and cation leaching in a Red Alder Ecosystem. *J. Environ. Qual.* Vol. 13, 586-590.
- VITOUSEK, P.M., J.R. GOSZ, C.C. GRIER, J.M. MELILLO and W.A. REINERS, 1982: A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs*. Vol. 52, 155-177.
- WOODMANSEE, R.G., 1978: Addition and losses of nitrogen in grassland ecosystems. *Bio Science* Vol. 28, No. 7, 448-453.
- ZIECHMANN, W. und U. MÜLLER-WEGENER, 1990: *Bodenchemie*. BI Wissenschaftsverlag, 326 S.