

Aus dem Institut für Agrartechnik und Landeskultur

der
Landwirtschaftlichen Fakultät
der
Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg

**„Wasser- und Stickstoffhaushalt eines soligenen Hang-
moores im Hochharz am Beispiel des Ilsemoores“**

Dissertation

Zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)

vorgelegt von

Diplomagraringenieur

Nadine Böhlmann

geb. am 14.02.1975
in Dessau

Gutachter: Prof. Dr. R. Meissner
Prof. Dr. H. Borg
Prof. Dr. M. Succow

Verteidigung am: 05.07.2004

Halle/Saale 2004

Inhalt

Inhalt.....	2
Zusammenfassung.....	4
Summary	7
Abkürzungsverzeichnis	10
Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis	13
1 Einleitung und Problemstellung.....	15
2 Literaturübersicht.....	18
3 Untersuchungsgebiet.....	27
3.1 Lage und Größe	27
3.2 Geologie, Boden und Entstehung	27
3.3 Klima	30
3.4 Einzugsgebiet und Hydrologie.....	31
3.5 Vegetation	32
4 Material und Methoden.....	33
4.1 Komponenten der Wasserbilanz	33
4.1.1 Niederschlag	33
4.1.2 Hangwasserzufluss, Wasserstände und Abfluss	35
4.1.3 Evapotranspiration	37
4.2 Komponenten der Stickstoffbilanz.....	39
4.2.1 N-Eintrag	39
4.2.1.1 Freilanddeposition	39
4.2.1.1.1 Bulk-Deposition	39
4.2.1.1.2 Gesamtdeposition (ITNI)	40
4.2.1.2 Bestandesdeposition	42
4.2.1.3 Hangwasserzufluss	42
4.2.2 N-Austrag	42
4.2.2.1 Fließgewässer (Abfluss).....	42
4.2.2.2 Atmosphäre (Spurengase)	43
4.3 Moorwasser.....	44
4.4 Biomasse.....	45
4.5 Torf.....	45
4.6 N-Bilanz und N-Retention.....	47
4.7 Datenaufbereitung und statistische Auswertung.....	48

5	Ergebnisse und Diskussion.....	50
5.1	Wasserflüsse.....	50
5.1.1	Niederschlag	50
5.1.2	Hangwasserzufluss, Wasserstände und Abfluss	54
5.2	Wasserbilanz.....	58
5.3	Stickstoffflüsse	62
5.3.1	N-Eintrag	62
5.3.1.1	Freilanddeposition	62
5.3.1.1.1	Bulk-Deposition	62
5.3.1.1.2	Gesamtdeposition (ITNI)	69
5.3.1.2	Bestandesdeposition	72
5.3.1.3	Hangwasser	79
5.3.2	N-Austrag	85
5.3.2.1	Fließgewässer (Abfluss).....	85
5.3.2.2	Atmosphäre (Spurengase)	94
5.4	Moorwasser.....	98
5.5	Biomasse.....	109
5.6	Torf.....	114
5.7	N-Bilanz und -Retention	122
6	Schlussfolgerungen	129
	Literatur.....	133
	Anlagenverzeichnis.....	154

Zusammenfassung

Das Ziel vorliegender Arbeit bestand darin, die Wasser- und Stickstoffflüsse eines soligenen Hangmoores im Ilsequeellgebiet des Hochharzes unter der Annahme erhöhter Stickstoffeinträge zu erfassen. Erstmals wurden N-Haushalt und N-Dynamik eines Hangmoores im Hochharz am Beispiel des Ilsemoores charakterisiert. Eine Bilanzierung der N-Flüsse wurde vorgenommen, um die N-Retention des Moores zu ermitteln und hierdurch eine Beeinflussung des Moorökosystems durch atmosphärische N-Einträge abzuleiten. Grundlage der N-Bilanzierung waren die Erfassung des N-Eintrages unter Berücksichtigung unterschiedlicher Eintragspfade von Hangwasserzufluss, Freiland- und Bestandesdeposition und die Quantifizierung des N-Austrages in Fließgewässer und Atmosphäre (N_2O). Die Freilanddeposition wurde unter Anwendung von zwei verschiedenen Methoden (Bulk-Deposition, ITNI: Integral Total Nitrogen Input) ermittelt. Der Eintrag im Bestand wurde als Bulk-Deposition erfasst. Die Quantifizierung des N-Eintrages im Hangwasserzufluss erfolgte auf der Grundlage von Durchflussmessungen vor Ort und Ermittlung der N-Konzentrationen durch Probenahme an den Hangwasserzuflussstellen. Der N-Austrag aus dem Mooreinzugsgebiet in das Fließgewässer wurde kontinuierlich mit Hilfe von Durchflussmessungen in einem Abflussmesswehr und N-Konzentrationsbestimmungen des Durchflusses erfasst. Die Bestimmung der klimarelevanten Lachgasemissionen (N_2O) erfolgte mittels geschlossener Hauben. Die N-Bilanzierung wurde auf die Moorfläche und das Mooreinzugsgebiet unter Berücksichtigung der Flächenanteile offener Moorflächen und Fichtenbestand bezogen. Weiterhin wurden in relief- und vegetationsabhängig eingebrachten Piezometern auf der Moorfläche Wasserstände und hydrochemische Kenngrößen des Moorwassers gemessen. Die Auswertung der N-Konzentrationen von Hangwasserzufluss, Moorwasser und Abfluss erfolgte mittels Clusteranalyse. Ergänzend wurden bodenphysikalische und chemische Parameter des Torfs im Profil und messstellenbezogen an den Piezometern sowie Nährstoffgehalte der oberirdischen Biomasse in Abhängigkeit unterschiedlicher Pflanzenarten ermittelt. Untersuchungszeitraum waren die hydrologischen Jahre 2002 und 2003.

Im hydrologischen Jahr 2002 wurde bei einer registrierten Niederschlagsmenge von 2106 mm eine Freilanddeposition von $31 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bestimmt, die sich zu 30 % aus Ammonium-, 36 % aus Nitrat-N sowie einem sehr hohen Anteil von 34 % aus organischen N-Verbindungen zusammensetzte. Im hydrologischen Jahr 2003 wurden deutlich niedrigere Niederschlagsmengen von 1373 mm gemessen. Die Freilanddeposition betrug in diesem Jahr $29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und wies eine zum Vorjahr vergleichbare Zusammensetzung auf. Schneemengen von insgesamt 202 mm (2002) und 111 mm (2003) wurden in beiden Jahren erfasst. Mit dem ITNI-Versuch wurde eine Freilanddeposition von durchschnittlich

30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ nachgewiesen. Die Bulk-Deposition ergab für den gleichen Zeitraum einen Eintrag von 27 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die geringen Unterschiede beider Methoden waren auf eine minimale Biomasseentwicklung im ITNI-Versuch und folglich geringe Aufnahme gasförmigen N aus der Atmosphäre durch die Pflanzen zurückzuführen. Im Vergleich zur Freilanddeposition war die Bestandesdeposition am Untersuchungsstandort deutlich höher. Für das hydrologische Jahr 2002 ergab sich bei einer Bestandesniederschlagsmenge von 1814 mm ein N-Eintrag im Bestand von 53 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Im hydrologischen Jahr 2003 wurden 960 mm Bestandesniederschlag und eine Bestandesdeposition von 63 kg N ha⁻¹ a⁻¹ erfasst. Die N-Konzentrationen im Nebel waren im Vergleich zum Regen um ein Vielfaches höher und erklären aufgrund der Auskämmung von Nebel im Bestand die im Vergleich zum Freiland deutlich höheren N-Einträge. Die Zusammensetzung der anorganischen N-Komponenten im Bestandesniederschlag und Nebel waren ähnlich und durch hohe Nitrat-N-Anteile geprägt.

Eine Hangwasserzuflussmenge von 780 mm und eine damit eingetragene N-Fracht von 7,7 kg N ha⁻¹ a⁻¹ wurden für das hydrologische Jahr 2002 ermittelt. Im hydrologischen Jahr 2003 wurde ein höherer N-Eintrag von 9,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bei einer im Vergleich zum Vorjahr geringeren Hangwasserzuflussmenge von 653 mm registriert. Hangwasserzufluss trat permanent über die gesamten Jahresverläufe auf, wobei der größte Anteil infolge der Schneeschmelze auf das Winterhalbjahr konzentriert war. Die höchsten N-Frachten wurden im Winter und im Frühjahr, insbesondere zu Zeiten der Schneeschmelze nachgewiesen. Niedrige N-Frachten im Hangwasserzufluss wurden in niederschlagsarmen und warmen Sommermonaten bestimmt.

Der N-Austrag im Abfluss betrug 17 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im hydrologischen Jahr 2002 und 21 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im darauffolgenden Jahr. Es wurden Abflussmengen von 1676 mm (2002) und 1218 mm (2003) erfasst. Damit fließen 80 bzw. 89 % des Niederschlags ab. Abflussmenge und N-Fracht im Abfluss zeigen hochsignifikante Zusammenhänge zu Menge und N-Fracht des Hangwasserzuflusses mit einer vergleichbaren N-Dynamik und Zusammensetzung der N-Frachten. Ursachen hierfür sind Besonderheiten im hydrologischen Regime des Ilsemoores, das deutlich durch vorhandene Erosionsrinnen, die einen raschen Abfluss von Hangwasser und Niederschlag bedingen, geprägt wird. Direktabfluss trat nicht erst bei voller Wassersättigung des Moores auf. Auch bei niedrigen Wasserständen in trockenen Zeiten konnte bereits nach kurzer Zeitverzögerung (von 2 h) ein signifikanter Zusammenhang zwischen Niederschlag und Abfluss nachgewiesen werden.

Die gemessene N₂O-Emission des Untersuchungsstandortes betrug 0,25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und ist damit in der Gesamtbilanz vernachlässigbar.

Ermittelte Wasserstände und hydrochemische Parameter des Moorwassers deuten auf den Einfluss des Hangwasserzuflusses hin. Aus hydrologischer Sicht konnte das Moor in den Hangwasserbereich und die zentrale Moorfläche differenziert werden. Während im Hangwasserbereich permanent wassergesättigte bis an die Geländeoberfläche reichende Wasserstände mit geringen Schwankungen nachweisbar waren, wurden auf der zentralen Moorfläche im Mittel Wasserstände von – 12 cm unter Flur (2002) und – 16 cm unter Flur (2003) sowie in Abhängigkeit der klimatischen Verhältnisse ausgeprägtere Wasserstandsschwankungen mit zum Teil stark absinkenden Wasserstände bis – 37 cm unter Flur (2002) erfasst. Moorwasser im Hangwasserbereich wies die höchsten Sauerstoffgehalte und Redoxpotenziale sowie die höchsten NO_3/NH_4 -Verhältnisse auf. Die N-Konzentrationen des Moorwassers wurden durch die Konzentrationen des Hangwasserzuflusses geprägt. Zwischen den N-Gehalten im Moorwasser und im Hangwasserzufluss bestand eine signifikante Korrelation. Auf der zentralen Moorfläche zeigte das Moorwasser geringere Sauerstoffgehalte und Redoxpotenziale sowie niedrigere NO_3/NH_4 -Verhältnisse. Die Beeinflussung des Moorwassers durch Hangwasser war in Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen nachweisbar. In Zeiten mit hohen Niederschlagsmengen traten hoch signifikante Zusammenhänge der N-Konzentrationen von Hangwasserzufluss und Moorwasser auf.

Die N-Gehalte und Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnisse der Biomasse unterscheiden sich signifikant in Abhängigkeit vom Hangwasserzufluss und von der Pflanzenart. Signifikant höhere N-Gehalte und engere C/N-Verhältnisse gleicher Pflanzenarten wurden im Hangwasserbereich nachgewiesen. Des Weiteren zeigten Torfmoosarten mit Schwerpunkt der Verbreitung in Hochmooren im Vergleich zu Arten schwerpunktmäßiger Verbreitung in Niedermooren signifikant geringere N-Gehalte und weitere C/N-Verhältnisse, die ebenfalls mit den ermittelten höheren N-Gehalten des Moorwassers unter Hochmoorvegetation korrespondierten. Gefäßpflanzen wiesen im Vergleich zu Torfmoosen signifikant höhere N-Gehalte und engere C/N-Verhältnisse auf. Das ermittelte Stickstoff/Phosphor-Verhältnis der Biomasse deutet auf eine P-Limitierung des Untersuchungsstandortes hin. Im Torf wurden verhältnismäßig hohe NO_3 - und NH_4 -N-Gehalte und enge C/N-Verhältnisse bestimmt. Vom Hangwasserbereich zur zentralen Moorfläche nahmen die N-Konzentrationen des Torfs ab und die C/N-Verhältnisse wurden weiter.

Eine hohe N-Retention des Ilsemoores von 69 % (2002) beziehungsweise 65 % (2003) ergibt sich unter Berücksichtigung nicht in der Bilanz enthaltener N_2 -Austräge. Das Moor fungiert somit als N-Senke. Die höchste Retention von 98 % (2002) bzw. 96 % (2003) bestand für Ammonium und die geringste von 53 % (2002) bzw. – 10 % (2003) für organische N-Verbindungen.

Summary

The objective of the submitted doctoral thesis was a quantification of water and nitrogen fluxes in the soligenous sloping *Ilsemoor* located in the spring area of the Ilse stream, German Hochharz Mountains, under the hypothesis of increased nitrogen inputs. For the first time, N budget and N dynamics of a sloping moor in the Hochharz region have been described. N fluxes were analyzed in order to determine the N retention in the mire and thus to come to conclusions about the effects of atmospheric N inputs on the moor ecosystem. N balancing based on the sampling of N inputs with consideration of different paths of surface water input, field and forest deposition as well as the quantification of the N output into flowing water and the atmosphere (N_2O). Field depositions were determined using two different methods (bulk deposition and ITNI (Integral Total Nitrogen Input)). Inputs into forest stands were handled as bulk deposition. The N input with slope surface water was determined by measuring the discharge rate in situ and calculating the N concentration by sampling the surface water input points. N output from the moor catchment region into flowing water was continuously monitored by measurements of the discharge rate at a sampling weir with subsequent determination of the N concentration at the sampling point. The climate related emission of N_2O was measured by use of closed chambers. N balancing covered the area of the mire and its catchment with consideration of open moor zones and spruce stands. Apart from this, water levels and hydrochemical parameters of the moor water were determined at relief and growth related piezometer points. The N concentration in surface water input, moor water and runoff was ascertained by cluster analysis. In addition to this, soil physical and chemical parameters of the peat were determined both in profile and at the piezometer sampling points; the nutrient content of the above-ground biomass was ascertained with regard to the different plant species. The sampling period extended over the hydrological years 2002 and 2003.

In the hydrological year 2002, open field deposition with the recorded precipitation of 2106 mm was of $31 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; it was composed of 30 % ammonium N, 36 % nitrate N and the very high percentage of 34 % organic N compounds. In the hydrological year 2003, precipitation reached 1373 mm and thus was markedly lower. In that year, open field depositions amounted to $29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ with a similar composition as in the previous year. In both years, snow levels of altogether 202 mm (2002) and 111 mm (2003) resp. were recorded.

The ITNI test yielded a mean field deposition of $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. The bulk deposition analysis showed an input of $27 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for the same period. The small differences between both methods can be explained by a minimum biomass development in the ITNI test, which involved only a slight uptake of gaseous N by the plants from the atmosphere. Compared with field deposition, forest deposition at the sampled site was clearly increased. In the hydrologi-

cal year 2002 with a forest precipitation of 1814 mm, the N input into the stand amounted to 53 kg N ha⁻¹ a⁻¹. In the hydrological year 2003, precipitation in the forest reached 960 mm carrying a deposition of 63 kg N ha⁻¹ a⁻¹. The N levels in fog exceeded those in rain by the manifold and explain the much higher N inputs in the forest due to interception of fog by the stand. The composition of the anorganic N components in forest precipitation and fog were similar and marked by their high percentage of nitrate N.

For the hydrological year 2002, a water input rate of 780 mm at the slope surface was recorded involving a nitrogen load of 7.7 kg N ha⁻¹ a⁻¹. In 2003, the N input rose to 9.6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ despite less input of surface water (653 mm) compared to the previous year. Water input from the slope surface occurred continuously throughout all years, with the largest portion falling to the winter half-year due to snow melting. The highest N loadings were recorded in winter and spring, mainly during the snow melt. Low N loadings in the slope surface water were found in the droughty and warm summer months.

The nitrogen output in runoff water was 17 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in the hydrological year 2002 and 21 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in the following year. Runoff quantities of 1676 mm (2002) and 1218 mm (2003) were recorded. This means that usually 80 and 89 % resp. of the precipitation is surface runoff. Runoff rate and N loading in the water showed a highly significant relationship to the quantity of surface water input and its N loading on the slope at comparable N dynamics and composition of the N load. The reason are particularities in the hydrological regime of the *Ilsemoor* which is characterized by pronounced erosion gullies allowing surface water and precipitation flow off very fast. Direct runoff occurred already before the moor was saturated with water. In times of low water levels as well, a short delay of 2 hours was sufficient to develop a significant relationship between precipitation and runoff.

The N₂O emission measured at the test site was 0.25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ and can be neglected in the total balance.

Water levels and hydrochemical parameters of the moor water indicate an influence of surface water input on the slope. The hydrological characteristics allowed to distinguish between slope terrain with surface water input and the actual moor zone. While in the slope terrain water saturation reached permanently up to the soil surface with only neglectible fluctuations, water levels in the centre of the mire averaged -12 cm subsurface in 2002 and -16 cm in 2003. Depending on the climatic conditions, the fluctuations of the water table were sometimes drastic (-37 cm in 2002). The moor water in the terrain of surface water input had the highest oxygen levels and redox potentials and also the highest NO₃/NH₄ ratios. The N con-

centration in the moor water was related to the N levels in the surface water input. There was a significant correlation between the N content in the moor water and the surface water input. Oxygen content, redox potential and NO_3/NH_4 ratio in the water of the moor centre were lower. The effects of surface water on the moor water in dependence on precipitation were proven. Periods of high precipitation led to a high relationship between the N levels in surface water and moor water.

Significant differences were recorded for the N levels and carbon/nitrogen ratios in the biomass in dependence on surface water input and plant species. In the terrain with surface water flow, the same plant species revealed significantly higher N contents and closer C/N ratios. Likewise, species of peat sphagnum preferably growing in raised mires showed significantly lower N levels and broader C/N ratios compared to species predominant in fens. This also corresponded with the ascertained N increase in the water of raised mires with ombrotrophic plants cover.

Compared with peat sphagnum, vascular plants revealed significantly increased N levels and closer C/N ratios. The N/P ratio determined in the biomass indicated a P limitation of the sampled site. In the peat, comparatively high NO_3^- and $\text{NH}_4\text{-N}$ levels as well as close C/N ratios were ascertained. From the area of surface water input towards the moor centre, N concentrations in the peat dropped, whereas the C/N ratio became wider.

High N retention rates of 69 % and 65 % were established in the *Ilsemoor* in 2002 and 2003 resp. in regard of the fact that N_2 outputs were not subject of balancing. Thus, the moor represents an N sink. The highest retentions, i. e. 98 % in 2002 and 96 % in 2003, were recorded for ammonium, the lowest for organic N compounds (53 % in 2002 and -12 % in 2003).

Abkürzungsverzeichnis

A_E	Einzugsgebietsfläche
A_{Eo}	oberirdische Einzugsgebietsfläche
A_M	Mantelfläche
AN	Atmogener Stickstoffeintrag
At. %	Atomprozent
DBG	Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
e	Dampfdruck der Luft
ETa	Tatsächliche Evapotranspiration
ETp	Potentielle Evapotranspiration
FG	Freiheitsgrade
H	Hangwasserzuflussmenge
HHq	Höchste Hochwasserabflusspende
HHQ	höchster Hochwasserabfluss
Hq	höchste Abflusspende
HQ	Hochwasserabfluss
I	Interzeption
ITNI	Integral Total Nitrogen Input
KA	Kartieranleitung
kf	Wasserdurchlässigkeitsbeiwert
k_{fB}	Wasserdurchlässigkeitsbeiwert (Bohrlochmethode)
LAG	zeitliche Verzögerung (englisch)
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
Mq	mittlere Abflusspende
MQ	Mittlerer Abfluss
Mst.	Messstelle
MW	Moorwasser
n	Stichprobenumfang
N_B	Bestandesniederschlag
N_c	Stickstoffgehalt bezogen auf den Kohlenstoffgehalt
N_F	Freiflächenniederschlag
N_G	Gebietsniederschlag
N_K	Kronendurchlauf
N_S	Stammablauf

NNq	niedrigste Abflussspende
NQ	Niedrigwasserabfluss
p	Wahrscheinlichkeit
Q	Durchflussmenge (Abfluss)
r (%)	Zersetzungsgrad
r	Korrelationskoeffizient
R _G	Globalstrahlung
t	Trockenrohdichte
s _S	Standardabweichung des arithmetischen Mittelwertes
TM	Trockenmasse
U	Luftfeuchte
UGT	Umwelt-Geräte-Technik GmbH
§	arithmetisches Mittel
Z	Median

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	N-Stoffflüsse innerhalb eines Mooreinzugsgebietes.....	18
Abb. 2:	Thomson-Messwehr	36
Abb. 3:	Schematischer Aufbau des ITNI-Messsystems (Hochharz)	40
Abb. 4:	Häufigkeitsverteilung der Stammantelflächen des kartierten Bestandes.....	51
Abb. 5:	Häufigkeitsverteilung der Kronenmantelflächen des kartierten Bestandes	52
Abb. 6:	Zeitliche Verzögerung des Abflusses nach Starkniederschlag	57
Abb. 7:	Monatliche potentielle Evapotranspiration (Antal 1968), Monatsmittel der Lufttemperaturen und relative Luftfeuchten im hydrologischen Jahr 2002	59
Abb. 8:	Monatliche potentielle Evapotranspiration (Antal 1968), Monatsmittel der Lufttemperaturen und relative Luftfeuchten im hydrologischen Jahr 2003	59
Abb. 9:	Konzentrationen der N-Verbindungen im Freiflächenniederschlag und Niederschlagsmengen.....	64
Abb. 10:	N-Depositionsraten im Freiflächenniederschlag für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003.....	67
Abb. 11:	Verteilung des atmogenen Stickstoffs im System.....	70
Abb. 12:	Zusammensetzung der mittleren (Median) N _t -Gehalte von Nebel und Bestandesniederschlag	77
Abb.13:	N-Depositionsraten des Bestandesniederschlags für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003.....	78
Abb. 14:	Mittlere Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Hangwasserzuflusses in den Clustern	81
Abb. 15:	Mittlere Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Abflusses in den Clustern	85

Abb. 16:	Dynamik der N-Frachten im Abfluss während eines Schmelzwasserereignisses am 13.03.03 (Cluster 1).....	86
Abb.17:	Dynamik der N-Frachten im Abfluss während eines Starkniederschlagsereignisses am 19.07.02 (Cluster 2)	87
Abb. 18:	Dynamik der anorganischen N-Frachten im Abfluss bei einsetzenden Niederschlägen nach langer Trockenheit am 01.07.03 (Cluster 3).....	88
Abb. 19:	N-Konzentrationen im Abfluss und Abflussmengen im hydrologischen Jahr 2002.....	91
Abb. 20:	N-Konzentrationen im Abfluss und Abflussmengen im hydrologischen Jahr 2003.....	91
Abb. 21:	Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Gehalt im Hangwasserzufluss und Moorwasser (Mst. 3) auf der zentralen Moorfläche im Cluster 2.....	102
Abb. 22:	N-Komponenten im Moorwasser	108
Abb. 23:	N-Gehalte der untersuchten Pflanzenarten (Mittelwert und Standardabweichungen).....	109
Abb. 24:	Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an den einzelnen Messstellen (06.08.02)	118
Abb. 25:	Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an Messstelle 1 (Hangwasserbereich) in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (06.08.02).....	118
Abb. 26:	Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an Messstelle 5 (zentrale Moorfläche) in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (06.08.02).....	119
Abb. 27:	Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an den einzelnen Messstellen (23.09.03)	120
Abb. 28:	Monatliche N-Frachten des Ein- und Austrages und Retentionen für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003	126

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Klimatische Verhältnisse des Hochharzes.....	30
Tab. 2:	Mittlere Häufigkeit der Windrichtungen am Brocken.....	31
Tab. 3:	Abflusskennwerte ($l\ s^{-1}$) des Ilseeinzugsgebietes ($A_E = 21,4\ km^2$, Pegel Ilsenburg).....	32
Tab 4:	Übersicht über die verwendeten Analysemethoden	39
Tab. 5:	Vor-Ort-Messungen des Moorwassers	44
Tab. 6:	Untersuchungen der Biomasse	45
Tab. 7:	Durchgeführte Torfuntersuchungen.....	46
Tab. 8:	Freiflächenniederschlag in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003.....	50
Tab. 9:	Stammmantel- und Kronenmantelflächen des kartierten Bestandes.....	51
Tab. 10:	Bestandesniederschlag und Interzeption in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003.....	52
Tab. 11:	Hangwasserzufluss in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003.....	54
Tab.12:	Wasserstandskennwerte von Piezometern mit differenziertem Hangwasserzufluss in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003.....	55
Tab. 13:	Abfluss in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003	56
Tab. 14:	Abflusskennwerte der hydrologischen Jahre 2002 und 2003	56
Tab. 15:	Wasserhaushaltsgrößen der hydrologischen Jahre 2002 und 2003.....	60
Tab. 16:	Gebietswasserbilanz.....	62
Tab. 17:	Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags im hydrologischen Jahr 2002.....	63
Tab. 18:	Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags im hydrologischen Jahr 2003.....	63
Tab. 19:	Ergebnisse der nichtlinearen Regressionsschätzung.....	64
Tab. 20:	Prozentuale Zusammensetzung der N-Deposition	68
Tab. 21:	Ergebnisse des ITNI-Versuches	69
Tab. 22:	N-Depositionsraten an 4 verschiedenen Standorten Sachsen-Anhalts für den Zeitraum Mai 1999 – April 2000 (aus: Böhme 2002).....	71
Tab. 23:	Chemische Parameter des Bestandesniederschlags im hydrologischen Jahr 2002.....	73
Tab. 24:	Chemische Parameter des Bestandesniederschlags im hydrologischen Jahr 2003.....	73
Tab. 25:	Vergleich der N-Konzentrationen von Freiflächen- und Bestandesniederschlag	74
Tab. 26 :	Chemische Parameter des Nebels im Untersuchungszeitraum 2002	75
Tab. 27:	NH_4 - und NO_3 -N-Konzentrationen im Nebel verschiedener Standorte.....	76
Tab. 28:	Charakteristik der mittels Clusteranalyse ausgewiesenen Cluster des Hangwasserzuflusses (Mittelwerte = Clusterschwerpunkt und Standardabweichungen)	80

Tab. 29:	N-Frachten des Hangwasserzuflusses der hydrologischen Jahre 2002 und 2003.....	84
Tab. 30:	Charakteristik der mittels Clusteranalyse ausgewiesenen Cluster des Abflusses (Mittelwerte = Clusterschwerpunkte und Standardabweichungen)	85
Tab. 31:	Nachgewiesene Korrelationen des Abflusses	89
Tab. 32:	N-Frachten des Abflusses der hydrologischen Jahre 2002 und 2003	92
Tab. 33:	Mittlere N ₂ O-N-Emissionen der Messstellen im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche im Zeitraum 19.06.02 bis 09.07.03.....	94
Tab. 34:	Charakteristik der mittels Clusteranalyse ausgewiesenen Cluster des Moorwassers (Mittelwerte = Clusterschwerpunkt und Standardabweichungen).....	98
Tab. 35:	Nachgewiesene Korrelationen des Moorwassers im Hangwasserbereich	100
Tab. 36:	Nachgewiesene Korrelationen der Moorwasseruntersuchungen auf der zentralen Moorfläche	101
Tab. 37:	K-, P- und N-Gehalte sowie C/N- und N/P-Verhältnisse der Pflanzen	110
Tab. 38:	Trockenrohdichten, Zersetzungsgrade und Torfmächtigkeiten der einzelnen Messstellen.....	115
Tab. 39:	Durchlässigkeitsbeiwerte des Torfs in unterschiedlichen Tiefen im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche (Bohrlochmethode)	116
Tab. 40:	Stickstoffbilanz (kg ha ⁻¹ a ⁻¹) und N-Retention (%) im Ilsemoor für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 (bezogen auf Moorfläche von 1,5 ha).....	123

1 Einleitung und Problemstellung

Naturnahe Moore sind Ökosysteme mit einer langfristig positiven Kohlenstoffbilanz, in denen die Gesamtproduktion von organischem Material höher ist als deren mikrobieller Abbau (Succow und Joosten 2001). Moore besitzen bedeutende Funktionen für den Landschafts- und Klimahaushalt, da sie als Puffer für Niederschlagswasser sowie als Senke für Kohlenstoff, Nähr- und Schadstoffe fungieren. Infolge der Akkumulation abgestorbener Pflanzen sowie der hohen Stoffbindung und Sorption der Torfe werden den globalen Stoffkreisläufen Verbindungen entzogen (Müller und Bauche 1998).

Die besonderen klimatischen Verhältnisse des Hochharzes (hohe Niederschläge, niedrige Jahresdurchschnittstemperaturen) sowie das Vorhandensein stauender Bodenschichten in geringer Tiefe bieten optimale Bedingungen für die Moorbildung, so dass sich hier großflächige und eine Vielzahl kleinflächiger Moore entwickeln konnten. Der Hochharz weist insgesamt 17000 ha vermoorte Fläche auf (Jensen 1987). Hiervon sind rund 500 ha waldfrei (Beug et al. 1999). Die Hochharzer Moore als typische Mittelgebirgsmoore unterscheiden sich von den Flachlandmooren und zeichnen sich durch eine hohe Diversität aus. Der stark modellierte Gesteinsuntergrund führte zur Ausbildung sehr verschiedener Moortypen von Sattel-, Gipfel-, Kamm- und Hangmooren, die in ihrer Vielfältigkeit einmalig für Europa sind (Jensen 1987). Ein wichtiger Bestandteil der Moore des Hochharzes sind die Hangmoore, die zu den jüngsten Moorbildungen zählen und aufgrund der Unterschiede in Relief und Hydrologie sowie differenzierter Nährstoffverhältnisse infolge gleichzeitiger Prägung durch Niederschlags- und Hangwasser eine hohe kleinräumig variierende Heterogenität aufweisen. Die Moorökosysteme des Hochharzes zeigen eine an extreme Standorteigenschaften (Acidität, Nährstoffarmut) angepasste Vegetation und sind aufgrund der Nährstofflimitierung hinsichtlich ihres Nährstoffhaushaltes als sehr sensibel einzuschätzen.

Aufgrund des in den letzten Jahrzehnten seit 1950 in Europa zu verzeichnenden deutlichen Anstiegs der atmosphärischen N-Deposition von 2 bis 6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf 15 bis 60 kg N ha a⁻¹ (Pitcairn et al. 1995) kann eine Beeinträchtigung der an nährstoffarme Verhältnisse angepassten Moorvegetation erwartet werden. Für Deutschland wird eine durchschnittliche N-Depositionsrate von 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angegeben (Isermann 1992, Isermann und Isermann 1995, Eichhorn 1995), wobei die Hauptverursacher der N-Emissionen die landwirtschaftliche Tierhaltung sowie der KFZ-Verkehr sind (Isermann 1990/94, Möller und Schieferdecker 1990, Bräutigam 1996, Isermann und Isermann 1999/2001, UBA 2001). Diese durchschnittlich eingetragene N-Menge liegt damit deutlich über dem von Economic and Social Council (2003) für nährstoffarme Moore geforderten Grenzwert von 10 bis 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Der Hochharz weist aufgrund der klimatischen Bedingungen (Nebel- und Windhäufigkeit, hohe Niederschläge) und der Wirkung des Gebirges als ein großes Stau- und Auftriebsgebiet im Vergleich zu anderen europäischen Mittelgebirgen neben dem Erzgebirge überdurchschnittlich hohe Luftschadstoffeinträge in Form von SO_4 und NO_x auf (Stöcker 1992, Krüger et al. 1997). Konkrete Angaben zu den Größenordnungen des atmosphärischen N-Eintrages für dieses Gebiet sind nicht aus der Literatur ersichtlich. Wolkenwasseruntersuchungen auf der Brockenkuppe von Möller et al. (1996) und Acker et al. (1995 und 1998) belegen sehr hohe N-Konzentrationen, die auf hohe N-Einträge hinweisen.

Eine Vielzahl an Untersuchungen befasste sich in den letzten 10 Jahren mit den Auswirkungen hoher N-Einträge auf die Moorvegetation (Press et al. 1986, Rudolph und Voigt 1986, Baxter et al. 1992, Jauhainen et al. 1994/1998 a und b, Williams und Silcock 1997, Williams et al. 1999 a und b, Gunnarsson und Rydin 2000, Heijmans 2000, Van der Heijden et al. 2000, Limpens 2003, etc.). Schwerpunkt der Arbeiten ist die Beeinflussung von Torfmoosen (*Sphagnen*) durch hohe N-Depositionen, da Torfmoose zentrale Funktionen für Moorökosysteme besitzen. *Sphagnen* tragen dazu bei, dass die Zersetzung organischer Substanz gering ist, indem sie ein extremes Milieu (nährstoffarm, sauer, nass) für Zersetzer schaffen und zudem eine schwer zersetzbare Streu liefern. Hierdurch werden hohe Mengen von Kohlenstoff im Torf akkumuliert (Coulson und Butterfield 1978, Clymo und Hayward 1982, Van Breemen 1995, Thormann et al. 1999).

Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass zunehmende N-Einträge das Wachstum von Gefäßpflanzen fördern und damit zu einer Verdrängung der Torfmoose führen können. Dies hat entscheidende Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und damit auf die Entwicklung und das Wachstum eines Moores (Clymo 1973, Hayward und Clymo 1983, Maksimova und Yudina 1999, Limpens 2003).

Bisherige Untersuchungen zur Problematik beschäftigen sich vor allem mit dem Zusammenhang von N-Deposition und Moorvegetation (z. B. Rudolph und Voigt 1986, Twenhöven 1992, Jauhainen et al. 1994/1998 a und b, Williams und Silcock 1997) oder wenden durch alleinige Gegenüberstellung von N-Ein- und -Austrag die Betrachtungsweise einer „Black Box“ an (z. B. Yesmin et al. 1995/1996, Müller und Bauche 1998).

Aufgabe vorliegender Forschung ist die Ermittlung des Einflusses hoher atmosphärischer N-Einträge auf ein an nährstoffarme Bedingungen angepasstes Hangmoor am Beispiel des Ilsemoores im Nationalpark Hochharz. Die Arbeit wählt durch die ergänzend zur N-Bilanzierung berücksichtigten internen Vorgänge der N-Akkumulation und -Transformation

innerhalb des Moorökosystems einen erweiterten Forschungsansatz. Es wurden erstmalig Stickstoffhaushalt und Stickstoffdynamik der bisher aus dieser Sicht nicht untersuchten Hangmoore des Hochharzes betrachtet.

Im einzelnen wurden folgende Forschungsziele bearbeitet:

- Erfassung der Komponenten des Wasserhaushaltes als Grundlage für Wasserbilanz von Moor und Mooreinzugsgebiet
- Erfassung der Komponenten des Stickstoffhaushaltes als Grundlage für N-Bilanz und Retention des Moores
- Erfassung der Stickstoffgehalte von Biomasse und Torf als Grundlage für N-Akkumulation

Neben der Erfassung von N-Ein- und –Austrag als Voraussetzung für die N-Bilanzierung und Abschätzung der N-Retention des Moorökosystems wurden des Weiteren Untersuchungen von Moorwasser, Biomasse und Torf durchgeführt, um den Verbleib des eingetragenen N im System nachzuweisen und moorinterne Umsetzungen zu erklären. Der N-Eintrag wurde in vorliegenden Untersuchungen intensiv nach unterschiedlichen Eintragspfaden (Hangwasserzufluss, Freiland- und Bestandesdeposition) betrachtet. Nebeldeposition und Einträge durch flüssige und feste Niederschläge wurden getrennt erfasst. Zur Ermittlung der Freilanddeposition fand neben der Bulk-Deposition das ITNI – Messsystem (Integral Total Nitrogen Input), eine ¹⁵N-Isotopenverdünnungsmethode, Anwendung. Diese vom UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH entwickelte Methode wurde in vorliegender Arbeit modifiziert und an die extremen Standortbedingungen des Untersuchungsstandortes angepasst. Erstmals wurde der Gefäßversuch mit standorttypischer Vegetation durchgeführt und ermöglicht damit eine Abschätzung der direkten N-Aufnahme von Pflanzen für ein Moorökosystem. Die Anwendung des ITNI-Messsystems innerhalb eines Moorökosystems stellt eine sinnvolle Erweiterung des bisher nur in Agrarökosystemen für Kulturpflanzen angewandten Systems dar.

Die Untersuchungsergebnisse liefern einen Beitrag zum Schutz und Erhalt der Hangmoore des Hochharzes und sollen Anwendung für die Abschätzung der langfristigen Entwicklung vergleichbarer Hangmoorstandorte unter den gegenwärtigen N-Einträgen sowie bei der Revitalisierung gestörter Hangmoore in der Entwicklungszone des Nationalparks finden. Weiterhin sind die Untersuchungsergebnisse von Relevanz für Gewässerschutz und Trinkwassergewinnung des Hochharzes, da sie eine Einschätzung und Prognose über die stoffliche Beschaffenheit der aus den Mooren entspringenden Gewässer ermöglichen.

2 Literaturübersicht

Im Folgenden werden die für die Bearbeitung der Thematik notwendigen theoretischen Grundlagen und Zusammenhänge des Wasser- und Stickstoff-Haushaltes eines Moores betrachtet und die auf dem Gebiet vorliegenden aktuellen Forschungsarbeiten genannt. Darüber hinaus wird auf die Forschungsdefizite hingewiesen.

Hangmoore sind flächenhafte Flachhang-Vermoorungen, welche durch Mineralbodenwasser in Form von ungespanntem Hangwasser ernährt werden. Das entweder von oberhalb oberflächlich einfließende oder aus dem Bodenkörper stammende Wasser (Zwischenabfluss, Flurabzugswasser) sickert im Moor hangabwärts und bewirkt aufgrund stauender Schichten ein meist hangaufwärts gerichtetes Wachstum. Die Torfe der Hangmoore sind geringmächtig (< 1m) und liegen unmittelbar dem mineralischen Untergrund auf (Succow 2001). Basierend auf der durchgeführten Literaturrecherche sind in Abb. 1 die N-Stoffflüsse innerhalb eines Hangmooreinzugsgebietes als Grundlage für die N-Bilanzierung zusammengefasst.

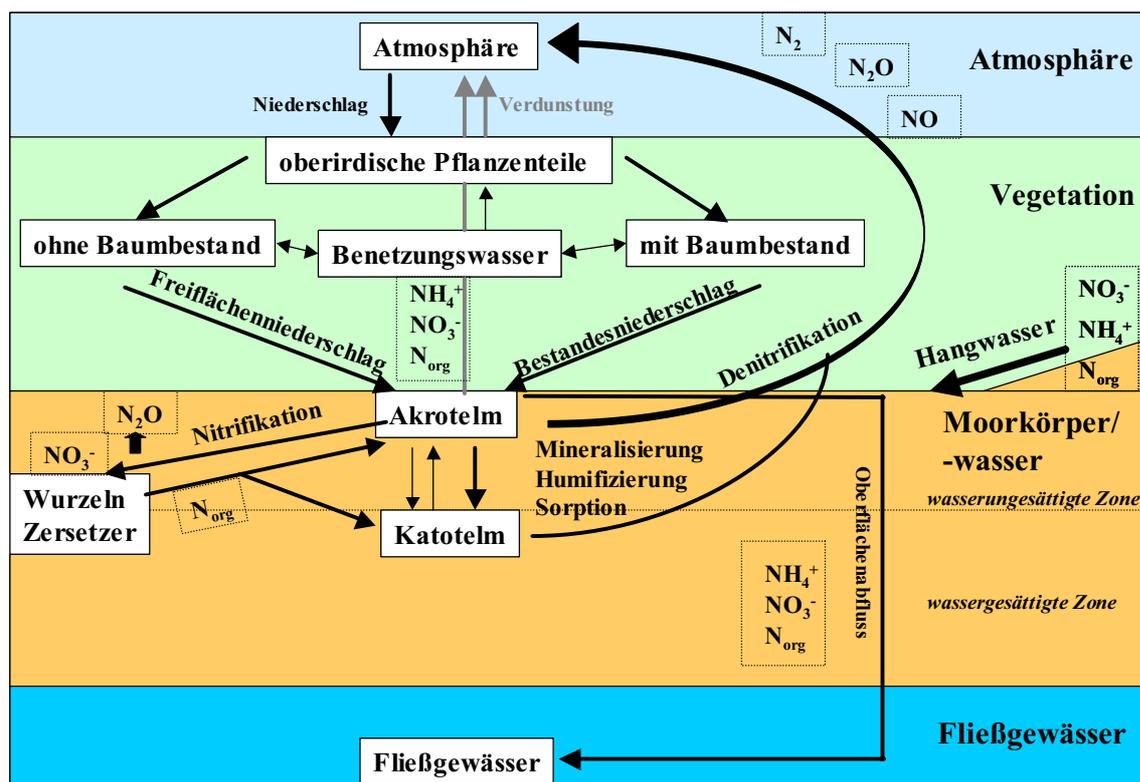


Abb. 1: N-Stoffflüsse innerhalb eines Mooreinzugsgebietes

Die **N-Bilanzierung** erfolgt durch eine Gegenüberstellung von N-Ein- und -Ausstrag, wobei positive Werte einen Stoffrückhalt und negative Werte einen Stoffexport bedeuten. Diese vereinfachte Import-Export-Bilanz findet häufig in der Literatur zur Einschätzung des Stoffrückhaltes von Feuchtgebieten Anwendung (z. B. Mitsch und Gosselink 2000).

Die **N-Retention** eines Moorökosystems ergibt sich aus Gleichung 1 (Kieckbusch 2003).

$$\text{Retention (\%)} = \frac{(\text{Eintrag} [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}] - \text{Austrag} [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}]) * 100}{\text{Eintrag} [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}]} \quad (\text{Gl. 1})$$

Neben der Höhe des eingetragenen Stickstoffs beeinflussen eine Vielzahl komplexer Umsetzungsprozesse im Moorkörper sowie die Akkumulation von Stickstoff in Torf und Biomasse maßgebend den N-Austrag. Ungestörte Moore haben aufgrund der N-Retention in Torf und Biomasse große Bedeutung als N-Senken und somit eine wichtige Funktion für den Landschaftsstoffhaushalt (Lang et al. 1993, Stöcker 1995, Müller und Bauche 1998, Regina et al. 1998, Trepel 2000, Succow und Joosten 2001). Die N-Retention von Mooren ist nach Koppisch (2001) durch folgende Funktionsweisen innerhalb eines Moorökosystems begründet: Festlegung in der mikrobiellen Biomasse, Speicherung in der Biomasse höherer Pflanzen, chemische und physikalische Sorption im Torf, Festlegung im neu gebildeten Torf und Entzug von N aus der Bio- und Hydrosphäre durch Umwandlung in gasförmige Produkte.

In der Literatur finden sich eine Vielzahl an Untersuchungen, die durch eine Gegenüberstellung von N-Eintrag und –Austrag eine N-Bilanzierung vornehmen und hieraus die N-Retention des Moores ableiten, wobei interne Prozesse meist nicht berücksichtigt werden. Die Untersuchungen zeigen, dass die N-Retention eines Moores im Wesentlichen beeinflusst wird durch den Zustand des Moores (gestört oder ungestört; Müller und Bauche 1998, Kalbitz und Geyer 2002), die Höhe und Zusammensetzung des N-Eintrages (Yesmin et al. 1995/1996, Sanger et al. 1996) und die vorherrschende Moorvegetation (Lütt 1992, Twenhöven 1992, Yesmin et al. 1995, Jauhiainen et al. 1998 a und b, Limpens 2003).

Aufgrund des in den letzten Jahrzehnten deutlich zunehmenden anthropogenen Einflusses auf den globalen N-Kreislauf (Vitousek et al. 1997, Smil 1999) befassten sich zahlreiche Untersuchungen mit der Problematik erhöhter N-Depositionen. Schwerpunkt hierbei sind einerseits die Anwendung und Erprobung unterschiedlicher Methoden zur Quantifizierung der N-Deposition (Mehlert et al. 1995, Russow und Weigel 2000, Cape et al. 2001, Krupa 2002, Merbach und Körschens 2002, Schulz 2002, Böhme et al. 2003). Andererseits stehen differenzierte Eintragsbedingungen in Waldbeständen und deren komplexe Einflussfaktoren im Vordergrund der Untersuchungen (Pahl 1996, Vermeulen et al. 1997, Burkard et al. 2002/2003, Thalmann et al. 2002, Zimmermann und Zimmermann 2002, Lange et al. 2003, Zimmermann et al. 2003).

Der **N-Eintrag** aus der Atmosphäre in ein Ökosystem kann je nach der Form der Ablagerung in nasse (Regen, Schnee), feuchte (Nebel) und trockene Deposition (Partikel und Gase) unterteilt werden (LAWA 1998). Die nasse Deposition untergliedert sich in Abhängigkeit von der Vegetation in **Freiland- und Bestandesdeposition** (DVWK 1997, LAWA 1998). Der N-Eintrag im Waldbestand kann aufgrund der Interzeption des Kronendaches (Interzeptionsdeposition) deutlich höher sein als auf der Freifläche, so dass eine getrennte Erfassung der Deposition auf der Freifläche und im Bestand sinnvoll ist. Wie zahlreiche Untersuchungen belegen, besitzen Wälder aufgrund ihrer Akzeptoreigenschaften die Fähigkeit, Gase, Schwebstoffe und Nebeltröpfchen wirksam auszufiltern (Manderscheid 1992, Pahl 1996, LAWA 1998, Zimmermann et al. 2003). Die Interzeptionsdeposition schließt demzufolge ebenfalls die feuchte Deposition (Nebel) ein. Nebelniederschlag kann in höheren Lagen maßgebend den Wasserhaushalt von Waldbeständen beeinflussen (Schemenauer und Cereceda 1994, Walmsley et al. 1996, Bruijnzeel 2001). Da Nebeltropfen im Vergleich zum Regen mehr Aerosolpartikel lösen, sind die N-Konzentrationen im Nebel dementsprechend signifikant höher (Hameed et al. 2000, Thalmann et al. 2002, Burkard et al. 2003, Lange et al. 2003). Aufgrund der hohen Rauigkeit der Bestandesoberfläche (insbesondere bei Nadelwaldbeständen) besitzen Nebeltropfen eine lange Kontaktzeit mit den Blattoberflächen (Nebelinterzeption; Pahl 1996, Lange et al. 2003), so dass Wälder die Ionenzusammensetzung von Nebel erheblich ändern können. Die Nebelzusammensetzung über einem Waldbestand kann deutlich höhere N-Gehalte aufweisen (Metzig et al. 1995). Entscheidenden Einfluss auf die Höhe des eingetragenen Stickstoffs haben demzufolge Stoffumwandlungs-, -austausch und -aufnahmeprozesse durch das Kronendach (Ulrich und Matzner 1983). Folgende Prozesse in einem Waldbestand tragen dazu bei, dass sich die Stoffkonzentrationen im Bestandesniederschlag nach der Passage des Kronendaches ändern:

- Verdunstung des Niederschlags im Kronendach
- Auswaschung von im Kronendach abgelagerten Stoffen während eines Niederschlagsereignisses
- Auswaschung oder Absorption organischer und mineralischer Stoffe von den Blatt- oder Nadeloberflächen

Entscheidende Umwandlungsprozesse sind durch die Assimilation von Nährstoffen in Blättern oder durch die Blattmikroflora gegeben (Dambrine et al. 1998). Der Bestandesniederschlag setzt sich zusammen aus Kronendurchlauf (bzw. Kronentraufe) und Stammablauf. Die Differenz zwischen Freiflächen- und Bestandesniederschlag wird als Interzeptionsverdunstung bezeichnet. Diese wird im Wesentlichen beeinflusst durch die Morphologie des Bestandes (Pflanzenart, Bestandesdichte, Rauigkeit, Höhe des Bestandes), die Nieder-

schlagsstruktur (Niederschlagsart, - höhe und - dauer) sowie weitere klimatologische Faktoren (Wohlrab et al. 1992). Neben der N-Deposition ist bei einem Hangmoor ein weiterer N-Eintragspfad über den **Hangwasserzufluss** gegeben. Einfluss auf die Höhe der hierdurch bedingten Stofffracht haben außer den klimatischen Verhältnissen die im Einzugsgebiet vorherrschenden Bodenformen und Vegetationsverhältnisse. Moore, die neben der Ionenkonzentration des Niederschlags ebenfalls durch den Ionenstrom im Hangwasserzufluss geprägt werden, können als rheotroph bezeichnet werden (Kulczy ski 1949) und weisen oft mesotraphente Vegetationsformen auf (Edom 2001).

Neben der Interzeptionsverdunstung sind Transpiration der Pflanzen und Evaporation von der Mooroberfläche entscheidende Größen für den Wasserhaushalt eines Mooreinzugsgebietes (Dyck 1995). Diese unter dem Begriff der Evapotranspiration zusammengefassten Wasserhaushaltsgrößen zeigen neben klimatischen Verhältnissen (u. a. Temperatur, Luftfeuchte, Globalstrahlung) ebenfalls eine Abhängigkeit von den vorherrschenden Vegetationsverhältnissen eines Moores. Aufgrund der ausgeprägten Wassersättigung von Mooren treten hohe Verdunstungsraten auf (Edom 2001). In Mooren, die von einer Mooschicht (*Sphagnum div. spec.*) bedeckt werden, setzt sich die **Evapotranspiration** zusammen aus der Evaporation der Moosoberfläche und der Transpiration der Gefäßpflanzen, wobei die Evaporation der Moosoberfläche den größten Teil an der gesamten Evapotranspiration ausmachen kann (Van der Schaaf 1999, Heijmans et al. 2001). Wie Untersuchungen von Heijmans et al. (2001) belegen, können Gefäßpflanzen aufgrund der Minimierung von Windinflüssen (Herabsetzung der Windgeschwindigkeit), Interzeption von Solarstrahlung und Reduktion von Temperatur und Strahlung von der Moosoberfläche die Evaporation einschränken. Ebenso tragen Waldbestände aufgrund des Wind- und Strahlungsschutzes entscheidend zur Verringerung der Evaporation der Mooroberfläche bei (Flemming 1987, Edom und Wendel 1998).

Nach Ingram (1978) wird der Moorkörper in Abhängigkeit von den vorherrschenden Redoxverhältnissen in zwei Zonen untergliedert, eine obere Zone (Akrotelm) mit periodisch oder vermindert aeroben und eine ständig wassergesättigte Zone (Katotelm) mit permanent anaeroben Bedingungen. Die Intensität der mikrobiellen Stickstoffumsetzungen wird durch das Vorhandensein sowie die Mächtigkeit des Akrotelms bestimmt. Im Akrotelm erfolgt durch Wachstum und Absterben von Pflanzenteilen die Bildung frischer organischer Substanz. Im Vergleich zu tiefer gelegenen Schichten weist das Akrotelm aufgrund der periodischen Belüftung infolge sinkender Wasserstände oder Belüftung durch Pflanzenwurzeln intensivere aerobe aber auch anaerobe mikrobielle Umsetzungsprozesse auf, so dass hier etwas höhere Stoff- und Energieumsätze vorhanden sind (Ingram 1978/1983, Malmer 1988, Markert u.

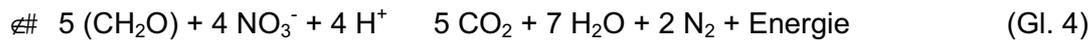
Thornton 1990, Stegmann et al. 2001). Das Akrotelm wird demzufolge auch als Torfbildungshorizont bezeichnet (Stegmann et al. 2001).

Der aus der Atmosphäre eingetragene Stickstoff kann einer Vielzahl von **Umsetzungen im Moorkörper** unterliegen. Je nach Höhe des Wasserstandes, das heißt Mächtigkeit des Akrotelms, sind die Prozesse der Nitrifikation oder Denitrifikation entscheidend. In natürlichen Mooren ist die **Nitrifikation** aufgrund des Vorhandenseins einer nur geringmächtigen oxidativen Zone dieser Standorte sehr gering oder fehlt vollkommen, so dass Ammonium den Hauptteil des anorganischen Bodenstickstoffs bildet (Waughman u. Bellamy 1980, Göttlich 1990, Hayati u. Proctor 1991). Die Nitrifikation ist ein aerober Prozess, bei dem überwiegend durch autotrophe Organismen in Böden Ammonium zu Nitrat oxidiert wird (Granli u. Bøckman 1994). Autotrophe Nitrifikanten nutzen CO₂ als Kohlenstoffquelle und gewinnen Energie aus der Oxidation von Ammonium. Die Nitrifikation erfolgt in 2 Schritten. Im ersten Schritt wird das Ammonium-Ion von Mikroorganismen der Gattung *Nitrosomonas* zu Nitrit oxidiert (Gleichung 2). Im zweiten Schritt erfolgt durch die Gattung *Nitrobacter* die Oxidation von Nitrit zu Nitrat (Gleichung 3; Jacob et al. 1987, Scheffer und Schachtschabel 1992).



Wachstum und Stoffwechsel von autotrophen nitrifizierenden Bakterien sind optimal im neutralen und schwach alkalischen Bereich bei pH-Werten zwischen 7 und 8 (Focht u. Verstraete 1977, Bock et al. 1986). Sehr niedrige pH-Werte führen zu einer Einschränkung der autotrophen Nitrifikation. Verschiedene Untersuchungen wiesen jedoch ebenfalls ein Auftreten säuretoleranter Nitrifikanten in sauren Waldböden nach (Van Breemen et al. 1987, De Boer et al. 1992, Martikainen u. De Boer 1993, Martikainen et al. 1993 b).

Da Nitrat (NO₃⁻) kaum in der Torfmatrix gebunden wird (Scheffer u. Schachtschabel 1992), ist es im Vergleich zum Ammonium-Ion wesentlich mobiler in der Bodenlösung und unterliegt einer raschen Verlagerung bzw. wird bevorzugt über die Wurzeln der Pflanzen im Zuge der assimilatorischen Nitratreduktion aufgenommen (Trepel 2000). Unter anaeroben Bedingungen wird Nitrat zu molekularem Stickstoff reduziert. Dieser Prozess der **Denitrifikation** kann durch autotrophe oder heterotrophe Mikroorganismen erfolgen. Bei der heterotrophen Denitrifikation (Gleichung 4) nutzen Bakterien Nitrat als primären Elektronenakzeptor, um Energie aus organischen Komponenten zu gewinnen, wenn Sauerstoff nicht oder kaum verfügbar ist. Voraussetzungen für die heterotrophe Denitrifikation sind somit anaerobe Verhältnisse und das Vorhandensein organischer Substanz.



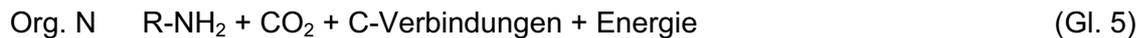
Die Reaktion verläuft über die verschiedenen Stufen des Stickstoffs: NO_3^- NO_2 NO N_2O N_2 .

Bei der autotrophen Denitrifikation dienen anorganische Verbindungen (z. B. Pyrit) als Energiequelle für Mikroorganismen. Einflussfaktoren der Denitrifikation sind Temperatur, pH-Wert, Nitratkonzentration sowie die Verfügbarkeit der genannten Energiequellen. Optimal ist ein pH-Bereich von 6 bis 8 und Temperaturen von ~ 20 °C (Verhoeven u. Meulemann 1999, Mitsch u. Goschelink 2000, Vymazal 2001). Gelangt das, entweder direkt über Atmosphäre oder Hangwasserzufluss eingetragene beziehungsweise aus der Nitrifikation stammende Nitrat in anaerobe Bereiche, so kann es innerhalb kurzer Strecken unter den oben angegebenen Voraussetzungen vollständig denitrifiziert werden (Hoffmann 1998). Aktuelle Untersuchungen befassen sich mit verschiedenen Einflussfaktoren auf die Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation in ungestörten und gestörten Mooren (z. B. Lang et al. 1993, Nykänen et al. 1995, Updegraff et al. 1995, Verhoeven et al. 1996, Regina et al. 1998). Im Vordergrund der Untersuchungen stehen die Einflussfaktoren Temperatur (Updegraff et al. 1995), pH-Werte (Lang et al. 1993), Wasserstände und Sauerstoffversorgung (Martikainen et al. 1993 b, Li et al. 1994, Updegraff et al. 1995, Regina et al. 1998), Torfeigenschaften (Valentine et al. 1994, Updegraff et al. 1995) sowie N-Düngung (Regina et al. 1998) auf die N-Umsetzungen in Mooren.

Ammonium kann neben dem Eintrag aus Atmosphäre und Hangwasserzufluss ebenfalls aus der **Mineralisation**, das heißt dem mikrobiellen Abbau organischer Substanz stammen. Für den Abbau organischer Substanz ist neben der Mineralisation die **Humifizierung**, die Bildung von Huminstoffen, bedeutsam (Göttlich 1990, Koppisch 2001). Im Allgemeinen weisen natürliche Moore geringe Stoffabbauraten aufgrund des Sauerstoffmangels und der geringen Verfügbarkeit von Nährstoffen infolge eines verhältnismäßig hohen C-Anteils im Torf auf (Göttlich 1990, Van Breemen 1995, Koppisch 2001). Insbesondere *Sphagnum*-dominierte Moore besitzen geringe Mineralisierungsraten und folglich eine hohe Torfakkumulation (Thorman et al. 1999). Torfmoose können die Zersetzung verlangsamen, indem sie zum einen schwer zersetzbare Streu liefern und zum anderen extreme Lebensbedingungen (Nässe, Acidität, Nährstoffarmut) für Zersetzer schaffen (Van Breemen 1995). Da sie befähigt sind, sehr effizient Nährstoffe direkt aus der atmosphärischen Deposition aufzunehmen (Woodin und Lee 1987, Williams et al. 1999 a), sind Torfmoose gegenüber Gefäßpflanzen in dieser Hinsicht im Vorteil. Nährstoffe aus der Luft passieren in intakten moosreichen Mooren

die Moosschicht nicht und sind damit kaum für Gefäßpflanzen verfügbar, die hierdurch ausschließlich auf die Mineralisation der organischen Substanz angewiesen sind (Heijmans 2000).

Der Abbau von organisch gebundenem Stickstoff zu Ammonium erfolgt durch proteolytische Spaltung von Makromolekülen und anschließender Desaminierung (Gleichungen 5 und 6).



Dieser Prozess wird **Ammonifikation** genannt und kann sowohl unter anaeroben als auch aeroben Verhältnissen ablaufen (Mitsch u. Gosselink 1993), wobei die Mineralisation unter anaeroben Bedingungen deutlich geringere Umsätze aufweist (Vinten und Smith 1993, Updegraff et al. 1995, Koppisch 2001). Hohe Temperaturen und mittlere Wassergehalte begünstigen die Ammonifikation (Trepel 2000). Im Vergleich zum Nitrat wird Ammonium verstärkt aufgrund der hohen Kationenaustauschkapazität (KAK) im Torf akkumuliert (Göttlich 1990, Yesmin et al. 1996, Trepel 2000). Des Weiteren kann das Ammonium-Ion von Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden oder unter anaeroben Bedingungen durch Aufnahme von Mikroorganismen erneut in organischer Form festgelegt und damit immobilisiert werden (Scheffer und Schachtschabel 1992, Trepel 2000). In der anaeroben Zone reagiert Ammonium nicht weiter. Somit ist hier die Ammoniumkonzentration meist im Vergleich zum Akrotelm höher und kann aufgrund des Konzentrationsgradienten eine aufwärts gerichtete langsame Diffusion zwischen Katotelm und Akrotelm bewirken (Mitsch und Gosselink 1993). Eine Stickstoffübersättigung der Moorvegetation kann zur Abgabe organisch gelösten Stickstoffs durch Wurzeln führen und stellt somit eine weitere N-Quelle dar (Williams u. Silcock 1997, Wassen et al. 1998).

Der **Austrag von Stickstoff** aus dem Mooreinzugsgebiet in das Fließgewässer erfolgt über **Oberflächenabfluss** und wird im Wesentlichen durch klimatische Bedingungen (Niederschlag, Evapotranspiration), bodenphysikalische Eigenschaften des Torfs (Porenvolumen, k_f), Relief (Gefälle) und Morphologie (z. B. Vorhandensein von Gräben) des Moores bestimmt. Die Möglichkeit und die Höhe einer Wasserströmung im Torfkörper wird durch das Gefälle eines Moores und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit bedingt (Dyck und Peschke 1989). Da das Akrotelm eine relativ grobporige Struktur und große Porosität aufweist, zeigt es eine hohe hydraulische Leitfähigkeit. Aufgrund des Oszillationsvermögens und der Porenstruktur ist ein funktionstüchtiges Akrotelm in der Lage, Wasserstandsschwankungen bis zu einem gewissen Grade auszugleichen und trägt damit entscheidend zur moorinternen

hydraulischen Selbstregulation bei (Joosten 1993, Edom und Succow 1998, Edom 2001). Mit speziellen Fragen des Abflussverhaltens von Mittelgebirgs-Regenmooren, deren Wasserströmungen im Akrotelm und Akrotelmtransmissibilitäten beschäftigten sich vor allem Edom und Golubcov (1996) und Edom (2001). Die hydraulischen Eigenschaften des Torfes verändern sich durch Oxidationsprozesse (Belüftung, Ioneneintrag) und Druck (Auflastveränderung; Edom 2001). Somit haben Torfwachstum und Torfzersetzungprozesse entscheidenden Einfluss auf das hydrologische Regime eines Moores. Mit zunehmender Zersetzung nimmt die hydraulische Leitfähigkeit des Torfes ab. Im Katotelm kann sie um mindestens 2 Zehnerpotenzen absinken (Ivanov 1975, Edom 2001). Demzufolge ist der Wasserabfluss im Katotelm mit weniger als 1 % vernachlässigbar gering (Boelter 1965, Edom u. Golubcov 1996) und die Wasserbewegung eines Moores verläuft fast ausschließlich im Akrotelm (Damman 1986, Edom und Golubcov 1996, Edom 2001). Aufgrund der Speicher- und Durchlässigkeitseigenschaften des Akrotelms kann der oberirdische Abfluss bei wachsenden Mooren nahezu als Sättigungsflächenabfluss bezeichnet werden. Folglich zeigen Moore eine schnelle Reaktion auf Starkniederschläge mit kurzzeitigen Abflussspitzen. Demgegenüber wird bei niedrigen Wasserständen der Abfluss aufgrund der hydraulischen Struktur des Akrotelms gehemmt. Das Abflussverhalten von Mooren unterscheidet sich damit deutlich von dem der Mineralböden (Edom 2001). Hangmoore nehmen aufgrund des ausgeprägten Gefälles eine Sonderstellung hinsichtlich ihres hydrologischen Regimes ein. Charakteristisch sind starke Schwankungen des Wasserhaushaltes (Jeschke 2001). Bedingt durch die in Verbindung mit den Eigenschaften des Akrotelms auftretenden schnellen und hohen Abflüsse können in Zusammenhang mit Schneeschmelze und Starkniederschlägen verstärkt durch hohe Fließgeschwindigkeiten des Abflusses infolge des Reliefs ausgeprägte Erosionserscheinungen auftreten, die zur Ausbildung von Erosionsrinnen führen (Göttlich 1990, Jeschke 2001, Succow und Joosten 2001). Erosionsrinnen haben entscheidenden Einfluss auf die Wasserbewegung eines Hangmoores. Die Wasserbewegung verläuft nicht nur im Akrotelm sondern auch in vorhandenen Erosionsrinnen, so dass Abflussereignisse nicht unbedingt erst nach Wassersättigung des Moores ausgelöst werden (Müller und Bauche 1998).

Gasförmige N-Austräge (Spurengase) zeigen weiteren Einfluss auf die N-Bilanz eines Moores. Das ist zum einen der Austrag von molekularem N_2 bei vollständig ablaufender Denitrifikation. Zum anderen können Emissionen von N_2O und NO bedeutsam für Moorökosysteme sein (Regina et al. 1998). Beide Spurengase haben eine unterschiedliche Wirkung in der Atmosphäre. NO ist ein wichtiger Bestandteil der Troposphäre (Derwent 1995), während N_2O entscheidend zur globalen Klimaerwärmung und Zerstörung von Ozon in der Stratosphäre beiträgt (Crutzen und Ehhalt 1977, Bouwman 1990). Aufgrund der Klimarelevanz von N_2O beschäftigten sich eine Vielzahl neuerer Untersuchungen mit der Problematik der

zunehmenden Lachgasemissionen. Ein großer Teil der Untersuchungen konzentrierte sich hierbei auf Waldstandorte, wobei schwerpunktmäßig die Einflussfaktoren auf die Höhe der N_2O -Emissionen sowie vorhandene Emissionsmuster in Wäldern untersucht wurden (Martikainen und De Boer 1993, Brumme et al. 1999, Teepe et al. 2000, Schulte-Bisping und Brumme 2003, Vor et al. 2003). Einzelne Untersuchungen belegten, dass auch N-reiche Moore, insbesondere nach Entwässerung infolge der hierdurch begünstigten Mineralisation, eine nicht zu vernachlässigende Quelle für N-Oxide darstellen können (Martikainen et al. 1993 b, Regina et al. 1996/1998). Die Spurengase N_2O und NO entstehen bei den Prozessen der Nitrifikation und Denitrifikation (Davidson 1991, Bouwman 1994, Granli u. Bøckman 1994). Für die Bildung des klimarelevanten Lachgases (N_2O) als Zwischenprodukt der Nitrifikation sind 2 Prozesse verantwortlich (Groffman 1991). Bei limitiertem Sauerstoffangebot nutzen ammoniumoxidierende Mikroorganismen NO_2^- als alternativen Elektronenakzeptor und produzieren hierbei N_2O (Poth u. Focht 1985, Firestone und Davidson 1989). Des Weiteren können Zwischenprodukte aus der Reaktion von NH_4^+ zu NO_2^- , beziehungsweise NO_2^- selbst, chemisch zu N_2O umgesetzt werden. Dieser Prozess ist eine Form der Chemodenitrifikation und tritt insbesondere unter sauren Bedingungen auf (Granli und Bøckman 1994). Die N_2O -Flüsse in Böden werden reguliert durch das Verhältnis von Nitrifikation und Denitrifikation, das Verhältnis der Endprodukte beider Prozesse zueinander, die Diffusion von N_2O und den N_2O -Konsum durch Mikroorganismen (Davidson 1991). Das Konzept der N_2O -Bildung und -Emission von Böden wird nach Davidson (1991) als „hole-in-the-pipe“-Modell beschrieben. Die Höhe der N_2O -Emission wird durch die Gehalte an NH_4^+ und NO_3^- des Bodens, die Belüftung und den Bodenwassergehalt, die Verfügbarkeit organischer Substanz, die vorherrschenden Säure – Basenverhältnisse des Bodens und die Bodentemperatur bestimmt. Begünstigend für die N_2O -Bildung wirken hohe NH_4^+ - und NO_3^- -Gehalte, eine mittlere Bodenbelüftung, Wechsel von aeroben und anaeroben Bedingungen, hohe Gehalte verfügbarer organischer Substanz sowie hohe pH-Werte und Bodentemperaturen (Seiler u. Conrad 1981, Bowden 1986, Weier u. Gilliam 1986, Nommik u. Larsson 1989, Eichner 1990, Morris 1991, Granli u. Bøckman 1994).

Aus der durchgeführten Literaturrecherche wird deutlich, dass sich zahlreiche Arbeiten mit der Problematik atmosphärischer N-Depositionen und den Auswirkungen auf Moorökosysteme befassen. In diesem Zusammenhang bestehen eine Vielzahl umfassender Untersuchungen über die Moorvegetation (Press et al. 1986, Rudolph und Voigt 1986, Baxter et al. 1992, Jauhainen et al. 1994/1998 a und b, Williams und Silcock 1997, Williams et al. 1999 a und b, Gunnarsson und Rydin 2000, Heijmans 2000, Van der Heijden et al. 2000, Limpens 2003). Des Weiteren ist erkennbar, dass einzelne den N-Haushalt von Mooren beeinflussende Größen intensiv bearbeitet wurden. Dazu gehören die atmosphärische N-Deposition, die

verschiedenen N-Umsetzungsprozesse in Mooren, N-Austräge in Atmosphäre und Fließgewässer und N-Bilanzen von Mooren. Ganzheitliche Betrachtungen eines Moorökosystems unter dem Aspekt erhöhter N-Depositionen unter Berücksichtigung von N-Transformation, N-Akkumulation und N-Dynamik sind nicht aus der Literatur ersichtlich. Bisherige Untersuchungen konzentrierten sich auf Hoch- und Niedermoore. Hangmoore wurden sehr wenig und vordergründig im Hinblick auf Vegetation und Hydrologie untersucht (Havas 1961, Edom und Wendel 1998, Edom 2001). Forschungserkenntnisse zum N-Haushalt und zur N-Dynamik der Hochharzer Hangmoore liegen nicht vor. Die standortspezifischen atmosphärischen N-Einträge wurden bisher ebenfalls nicht quantifiziert.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Lage und Größe

Das Ilsemoor befindet sich im Ilsequeellgebiet östlich der Brockenkuppe (Anlage 1 und 2) in ca. 843 bis 860 m ü. NN und weist eine Fläche von 0,015 km² auf (Böhlmann et al. 2002). Das Moor liegt an einem Hang mit einer Neigung von etwa 8° in Richtung NNW. Es handelt sich dabei um eine kerbförmige Hangrinne mit horizontal und vertikal konkaver Wölbung (Altermann 2002). Aufgrund seiner geschützten Lage eignet sich das ausgewählte Moor für die N-Bilanzierung, da zusätzliche Störgrößen durch Tourismus, früheren Torfabbau und Bautätigkeit ausgeschlossen werden können (Böhlmann et al. 2001). Zudem ist ein abgrenzbares Einzugsgebiet vorhanden, wodurch eine genaue Beschreibung des Nährstoffpfades möglich ist.

3.2 Geologie, Boden und Entstehung

Charakteristisch für das Brockengebiet ist die Verbreitung von Granit. Das anstehende Gestein wird meist durch eine 1 bis 2 m mächtige Verwitterungsdecke mit einem mehrgliedrigen Aufbau verschiedener periglaziärer Lagen (Oberlage, Hauptlage, Mittellage und Basislage), die im Wesentlichen im Periglazial der letzten Kaltzeit (Weichsel-Kaltzeit) entstanden sind, überlagert. Die Entstehung des Ilsemoores ist geologisch/bodenkundlich sowie durch Relief und Klima bedingt (Altermann 2002). Das Moor zählt zur Gruppe der Hangmoore und damit soligenen Moore, das heißt unter dem Einfluss des Bodens entstandener Moore (Succow und Joosten 2001). Nach Beug et al. (1999) sind alle Moore des Harzes Hangmoore, da sie auf geneigtem Grund entstanden sind. Die Harzer Moore haben sich direkt über dem mineralischen Untergrund entwickelt und zählen somit nicht zu den wurzelechten Hochmooren (Overbeck 1975). An der Basis des Torflagers der Moore ist stets Niedermoortorf vorhanden (Beug et al. 1999). Die Moorbildung im Harz ging von Moorkernen

(Beug et al. 1999). Die Moorbildung im Harz ging von Moorkernen aus, die sich zu Beginn des Holozäns aufgrund des Übergangs von kalt-trockenem Klima der Späteiszeit zu warm-feuchten Klimaverhältnissen des Holozäns bildeten. Seit dem Beginn der Vermoorungsvorgänge im frühen Holozän hat das Klima des Hochharzes das Moorwachstum ständig begünstigt. Beug et al. (1999) unterscheiden bei der Bildung von Moorkernen die Entstehung an Bachläufen oder an staunassen Hangpartien. Moorkerne an Hängen bildeten sich auf Flächen mit ausreichender Wasserzufuhr. Voraussetzungen hierfür sind Änderungen der Reliefenergie von stärkerer zu geringerer Hangneigung, die eine Verminderung des Hangwasserabflusses bewirken und geringere Wasserdurchlässigkeiten des Bodens. Demzufolge haben sich hangorientierte Moorkerne meist auf schluffhaltigen Böden entwickelt. Von den Moorkernen ausgehende Vermoorungsprozesse werden als laterales Moorwachstum bezeichnet. Das Wachstum der Moore kann hangaufwärts durch Stau von Hangwasser an der Oberkante des Torflagers, hangabwärts oder in Abhängigkeit vom verfügbaren Hangwasser auch seitlich erfolgen.

Die Bildung des Ilsemoores ist sicher auch auf hangorientierte Moorkerne zurückzuführen. Dafür spricht das Auftreten von schluff- und tonreichem, offenbar zusammengeschwemmtem Feinmaterial der Haupt- bzw. Oberlage an der Basis der Torfdecke und in den unterlagernden Granitverwitterungsdecken (Anlage 3). Das Feinmaterial bewirkte nach Altermann (2002) eine Abdichtung und verhinderte den Abfluss von Sickerwasser und zufließendem Hangwasser in den Untergrund und führte damit aufgrund einer intensiven Vernässung zur Torfbildung und –akkumulation, die noch heute anhält. Eine detaillierte Ansprache eines auf der offenen waldfreien Moorfläche angelegten Profils in Anlehnung an die Kartieranleitung KA 4 (AG Boden 1994) durch Altermann (2002) ist den Anlagen 4 bis 6 zu entnehmen. Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse sind in Anlage 3 zusammengefasst. Der basale Torfhorizont, der zur schluffreichen Torfmudde überleitet (uHw + F-Horizont), weist einen auffallend hohen Grobschluff- und Mittelschluffanteil auf und deutet auf Lößeinfluss hin. Nach Altermann (2002) erfolgte vermutlich in der Hangdeposition (Hangdelle) eine Akkumulation von Feinerdematerial aus der Hauptlage. Diese Annahme wird ebenfalls gestützt durch den hohen Feinsand- und Mittelschluffanteil. Das darunter liegende mineralische Material ist wesentlich schluffärmer mit einem hohen Grobsandanteil. Der basale Bereich des mineralischen Untergrunds weist einen hohen Tongehalt von nahezu 31 % auf. Der ebenfalls hohe Humusgehalt des Horizontes deutet auf eine Einschwemmung von Humusmaterial in die Klüfte des Granitschutts hin. Den Skelettanteil des mineralischen Untergrunds (unterhalb 80 cm unter Flur) bildet Granit-Verwitterungsmaterial aus Granitgrus und Granitschutt.

In 5 bis 45 cm Tiefe weist das Ilsemoor wenig zersetzte Torfe mit Zersetzungsgraden $r = 37\%$ bis 39% auf (Anlage 7; Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung, Bremen), die nach den Makrofossilien als Radizellen-*Sphagnum*torf bezeichnet werden (Lengefeld; Anlagen 7 und 8). In 45 bis 60 cm folgen mäßig zersetzte Torfe ($r = 46\%$), charakterisiert als Seggen-Laubmoos-*Sphagnum*torf. Die basalen Torfe sind mäßig bis stark zersetzt ($r = 60\%$), bestehend aus Fieberklee und Radizellen mit Übergängen zur Mudde (schluffige Torfmudde). Anlage 9 zeigt die Torfmächtigkeiten des Ilsemoores. Maximale Torfmächtigkeiten von 1,4 m sind vorhanden. Die chemischen Eigenschaften des Substrates sind aus Anlage 10 ersichtlich.

Die Ergebnisse der Altersbestimmung des Torfs mit Hilfe der ^{14}C -Analyse (Institut f. Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben, Hannover) sind in Anlage 11 zusammengefasst. Hieraus wird ersichtlich, dass der Ah-Horizont in 95 bis 115 cm Tiefe ein Alter von 6950 Jahren aufweist. Im Frühholozän kam es bereits zu einer Humusakkumulation (Feuchthumus bis anmoorig-torf) im mineralischen Material. Die Torfhorizonte in 65 bis 80 cm Tiefe zeigen ein Alter von 1080 und in 45 bis 60 cm Tiefe von 295 Jahren. Anhand der Ergebnisse der ^{14}C -Analyse lässt sich demzufolge die Entstehung des Ilsemoores in die Pollenzone Xa einordnen.

Auf der Grundlage der durchgeführten Pollenanalyse (Albrecht von Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Göttingen) lässt sich infolge der durchgängigen *Picea*dominanz gegenüber der *Fagus*dominanz der obere Torfhorizont der Pollenzone Xb zuordnen und damit ein Alter von 300 bis 450 Jahren ableiten (Anlage 12). In 35 bis 40 cm Tiefe ist aufgrund eines Anstiegs der *Fagus*-Werte und der abfallenden *Picea*-Werte ein Übergang zur Pollenzone Xa vorhanden. Erstaunlich sind die aus dem Pollendiagramm ersichtlichen insgesamt für das Gebiet außerordentlich hohen *Picea*-Werte, die nach Beug (mündliche Mitteilung 2004) darauf hindeuten, dass am Untersuchungsstandort ein im Vergleich zu anderen Standorten des Hochharzes ungewöhnlich dicht geschlossener Fichtenbestand vorhanden war. Pollenanalyse und ^{14}C -Analyse stimmen somit in ihrer Aussage überein und lassen für die Entstehung des Ilsemoores mit der Pollenzone Xa (Subatlantikum) ein Alter von etwa 1000 Jahren ableiten. Es handelt sich damit um eine sehr junge Moorbildung. Nach Altermann (2002) ist der Torfbildung eine frühholozäne Bodenbildung eines humusreichen bis anmoorigen Hang-Pseudogleys vorausgegangen. Die große Sedimentlücke zwischen dem im Präboreal akkumulierten Humus im mineralischen Untergrund und dem erst im Subatlantikum gebildeten Torf wird auf eine steigende Humidität und damit verbundenem zunehmenden Wasserzufluss, der Änderungen der Hangwasserabflussbahnen bewirkte, zurückgeführt. Erosionen älterer Torfpakete werden in diesem Zusammenhang nicht angenommen. Beug et al. (1999)

geben für die Harzer Moore einen wesentlich früheren Beginn der Vermooring (Pollenzonen III – VIIIa) an. Im Subatlantikum (Zonen IX und X) wurden keine weiteren Moorkerne mehr gebildet. Jedoch zeigten bereits ausgebildete Moore in dieser Zeit aufgrund der steigenden Humidität ein Torfwachstum.

Unter Berücksichtigung von Vegetation und Torfarten wird das Ilsemoor bodentypologisch nach Altermann (2002) als Übergangs(nieder)moor (gemäß KA 4 1994 und DBG 1998) klassifiziert.

3.3 Klima

Tab. 1: Klimatische Verhältnisse des Hochharzes

Jahre	Klimatische Faktoren
	Niederschlag (mm a⁻¹)
1951 – 1980	1609 ¹
1990 - 2000	1889 ¹
	Temperatur (°C)
1951 – 1980	+ 2,8 ¹
1990 – 2000	+ 3,6 ¹
	Sonnenscheindauer (h)
1951 – 1980	1371 ¹
1990 - 2000	1478 ¹
	Nebeltage
1951 - 1980	306 ¹
	Luftfeuchte (%)
1951 - 1980	88 ¹
	Frosttage (Tagesminimum < 0°C)
1951 - 1980	171 ¹
	Tage mit Schneefall
	80 ²
	Tage mit Schneedecke
	130 – 170 ²

¹ Wegener und Kison 2002

² Beug et al. 1999

Die exponierte Stellung der weit nach Norden vorgeschobenen und hoch herausgehobenen Harzscholle bedingt ein Klima mit oft extremen meteorologischen Verhältnissen, so dass im Hochharz bei bereits 1100 m ü. NN eine natürliche Waldgrenze erreicht wird. Das Klima des Brockens wird aufgrund hoher Niederschläge und einer großen Anzahl an Nebeltagen deutlich atlantisch geprägt (Wegener und Kison 2002). Neben hohen Niederschlägen und der großen Anzahl an Nebeltagen sind niedrige Jahresdurchschnittstemperaturen, lange schnee-

reiche Winter, kurze Frühjahre sowie kurze und kühle Sommer und hohe Windgeschwindigkeiten typisch für das Gebiet (Beug et al. 1999). Die klimatischen Verhältnisse des Untersuchungsgebietes sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Anhand der Gegenüberstellung von langjährigem Mittel (1951 – 1980) und dem Durchschnitt der Jahre 1990 – 2000 wird ersichtlich, dass Temperaturen, Niederschläge und Sonnenscheindauer in den letzten Jahren deutlich zugenommen haben.

Aus Tab. 2 wird die mittlere Häufigkeit der Windrichtungen des Brockens ersichtlich. Die Hauptwindrichtungen sind Westen und Südwesten.

Tab. 2: Mittlere Häufigkeit der Windrichtungen am Brocken

	SW	W	NW	N	NO	O	SO	S
Juni	19	21	17	9	6	10	5	6,5
Dezember	37	25	8	4	3	6	7	8

(aus: Beug et al. 1999, Klima-Atlas von Niedersachsen 1964, Mittel aus 10 bis 30 Jahren, von 1901 – 1950)

3.4 Einzugsgebiet und Hydrologie

Das oberirdische Einzugsgebiet des Ilsemoores erstreckt sich auf eine Fläche von 0,13 km². Aus Anlage 13 ist das Relief des Einzugsgebietes ersichtlich. Die Luftbildaufnahme zeigt die Flächenanteile von Waldbestand und Mooren (Anlage 14). Offene Moorflächen haben insgesamt einen Flächenanteil von rund 31 %. Fichtenbestand findet sich auf 69 % des Einzugsgebietes. Das Relief des Ilsemoores ist durch ein starkes Gefälle von etwa 11 % charakterisiert. Es tritt ein maximaler Höhenunterschied von 17 m auf (Anlage 15). Zwei ausgeprägte Erosionsrinnen durchziehen das Moor und haben entscheidenden Einfluss auf das hydrologische Regime. Sie sind einerseits maßgebend für den Zufluss von Hangwasser und damit Mineralbodenwasser, welches dem oberirdischen Einzugsgebiet entstammt und haben andererseits eine Entwässerungswirkung. Hangwasser sowie Niederschlag fließen bedingt durch das Gefälle des Moores in den Erosionsrinnen ab.

Aus Tabelle 3 gehen die Abflusskennwerte des Gesamteinzugsgebietes der Ilse hervor, welches insgesamt eine Fläche von 21,4 km² aufweist.

Tab. 3: Abflusskennwerte ($l\ s^{-1}$) des Ilseeinzugsgebietes ($A_E = 21,4\ km^2$, Pegel Ilsenburg)

	Datum	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ	Datum
Winter	oft	0,02	0,178	0,693	6,15	20,8	1960
Sommer	1981	0,01	0,116	0,407	5,69	32,0	1958
Jahr	1981	0,01	0,097	0,549	8,13	32,0	1958

Langjähriges Mittel 1954 – 2000 (ohne 1978), Angaben des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Magdeburg (STAU) 2001, NQ: Niedrigwasserabfluss, MQ: mittlerer Abfluss, HQ: Hochwasserabfluss

3.5 Vegetation

Die Vegetation des Ilsemoores zeigt bedingt durch das Relief und den hiermit verbundenen differenzierten Standortverhältnissen eine hohe kleinräumige Heterogenität. Der größte Teil der Fläche ist Fichten-Bruchwald der *Calamagrostis villosae-Piceetum*-Gesellschaft. Es treten die weit verbreitete Variante von *Sphagnum fallax* sowie die auf wenig vernässten Standorten mit geringer bis fehlender Torfaufgabe verbreitete Variante von *Dicranum scoparium* auf (Baumann 2001, Anlage 16).

Waldfreie Moorbereiche sind nur auf etwa 1/3 der Gesamtfläche vorhanden (Anlage 16). In unmittelbarer Nähe zum offenen Moor ist eine Kampfzone der Fichten verbreitet. Aufgrund der hohen Wasserstände sind hier zahlreiche Fichten abgestorben bzw. im Absterben begriffen. Nach Baumann (2001) lassen sich die waldfreien Moorbereiche in folgende Gesellschaften untergliedern:

☞ Niedermoorgesellschaften

- *Caricetum fuscae*
- *Molinia caerulea*- Dominanzbestand
- *Calamagrostis villosa*- Dominanzbestand
- *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft
- *Sphagnum riparium*- Dominanzbestand

☞ Hoch- und Übergangsmoorgesellschaften

- *Molinia caerulea-Trichophorum cespitosum*-Gesellschaft
- *Sphagnetum magellanici*
- *Piceo- Vaccinietum uliginosi*

Die *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft hat den größten Flächenanteil innerhalb der waldfreien Moorbereiche. Die Bestände sind sehr artenarm. Die differenzierten hydrologischen Verhältnisse sind anhand des dominanten Torfmooses erkennbar, demnach erfolgte eine Untergliederung in vier Varianten, die *Sphagnum fallax*-, *Sphagnum papillosum*-,

Sphagnum auriculatum- und *Sphagnum riparium*-Variante (Baumann 2001). Den größten Teil der Fläche nimmt die *Sphagnum fallax*-Variante ein, welche eine weite standörtliche Amplitude aufweist und somit sowohl auf trockeneren als auch auf sehr nassen Standorten verbreitet ist. Demgegenüber ist die *Sphagnum papillosum*- Variante deutlich kleinflächiger verbreitet und zeigt typische Vertreter von Hochmoorarten (z. B. *Drosera rotundifolia*, *Vaccinium oxycoccus*), die an nährstoffärmere Verhältnisse gebunden sind. Bedingt durch ein uhrglasförmiges Aufwachsen der Bestände über den ebenen *Sphagnum fallax*-Rasen werden diese nicht durch Hangwasser beeinflusst. Die *Sphagnum auriculatum*- Variante tritt nur kleinflächig an sehr nassen Bereichen, z. B. Quellrinsalen, auf. Ebenso ist die *Sphagnum riparium*-Variante auf die nassesten Standorte beschränkt.

4 Material und Methoden

4.1 Komponenten der Wasserbilanz

4.1.1 Niederschlag

Freifläche

Mit Hilfe eines automatischen Niederschlagsmessers der Fa. Thies wurde die Niederschlagsmenge auf der Freifläche kontinuierlich (10-Minuten-Abstand) registriert. Die Aufstellung des Niederschlagsmessers erfolgte in Anlehnung an die Richtlinien des Deutschen Wetterdienstes (DWD) so, dass sich die Auffangfläche in 1 m Höhe befand. Zur Kontrolle der automatischen Messung diente ein Hellmann-Sammler. Die Korrektur des systematischen Fehlers (Wind- und Verdunstungsfehler) der Niederschlagsmessung wurde gemäß der bei Richter (1995) angegebenen Korrekturfaktoren vorgenommen. Im Winter erfolgte eine manuelle Ermittlung der flüssigen Niederschlagsmengen durch wöchentlichen Austausch der Sammelgefäße und Mengenbestimmung nach dem Auftauen im Labor. Für die Erfassung des festen Niederschlags diente eine Schneewanne mit 0,25 m² Auffangfläche, die in wöchentlichen Abständen geleert wurde, um das Wasseräquivalent zu ermitteln. Bei einer Erhöhung der Schneedecke zwischen den Probenahmeterminen wurde die Schneewanne erneut auf die Schneeoberfläche gesetzt, um Einwehungen von Schnee bzw. die Bildung von Schneebrücken zu vermeiden.

Bestand

Kronendurchlauf wurde mengenmäßig über Niederschlagsmesser mit Kippwaagenmechanismus (ELV Elektronik) und angeschlossenem Datenlogger (Fa. UGT) kontinuierlich im

10-Minutentakt erfasst. Parallel dazu erfolgte eine Bestimmung der gesammelten Niederschlagsmengen in Bulk-Sammlern, die mit vier Wiederholungen im Bestand verteilt wurden. Die Auffangflächen von Bulk-Sammlern und Niederschlagsmessern befanden sich in 1m Höhe.

Die Ermittlung der Niederschlagsmengen im Winter (flüssige und feste Niederschläge) erfolgte analog zum Freiflächenniederschlag. Der Stammablauf wurde insgesamt an drei Bäumen mit Hilfe von spiralförmig um die Bäume gelegten und befestigten Manschetten (Eigenbau) ermittelt (Wohlrab 1992, DVWK 1997). Das an den Bäumen in den Spiralen ablaufende Wasser wurde über eine Schlauchverbindung in einen Kippwasserzähler (ELV Elektronik) geleitet und schließlich in einen Sammelbehälter mit 10 l Fassungsvermögen überführt. Die Wassermengen wurden kontinuierlich über einen Datenlogger (Fa. UGT) im 10-Minuten-Takt aufgezeichnet. Im Winter erfolgte ein wöchentlicher Austausch der Sammelgefäße und Mengenbestimmung im Labor. Anlage 17 zeigt das hydrologische Messfeld zur Erfassung des Bestandesniederschlags.

Die gemessenen Bestandesniederschläge wurden auf der Grundlage einer Bestandeskartierung korrigiert. Für die Bestandeskartierung wurden in drei für das Untersuchungsgebiet repräsentativen Kreisen (a 500 m²) alle Bäume hinsichtlich folgender Größen aufgenommen: Baumhöhe, Stammhöhe, Stammumfang, Kronenradius und Kronenhöhe. Die Messungen erfolgten mit Hilfe eines Blume-Leiss-Höhenmeters und Maßband. Stammmantel- und Kronenmantelflächen wurden unter Anwendung der Gleichungen 7 und 8 berechnet.

- Stammmantelfläche (Kreiszyylinder): $A_M = \pi \cdot d \cdot h$ (Gl. 7)

- Kronenmantelfläche (Kreiskegel): $A_M = \frac{\pi}{2} \cdot s \cdot d \cdot \sqrt{r^2 + h^2}$ (Gl. 8)

Die gemessenen Kronendurchlauf- und Stammablaufmengen wurden auf die jeweilige Stammmantel- bzw. Kronenmantelfläche bezogen und mit einem Korrekturfaktor, der sich aus Gleichung 9 ergibt, auf den Bestandesdurchschnitt umgerechnet.

$$F = \frac{A_M (\text{Stamm bzw. Krone}) \text{ des für die Messungen ausgewählten Baumes (m}^2\text{)}}{\text{Durchschnittliche } A_M (\text{Stamm bzw. Krone}) \text{ des Bestandes (m}^2\text{)}} \quad (\text{Gl. 9})$$

Da das Untersuchungsgebiet durch eine hohe Anzahl an Nebeltagen geprägt wird (Kap. 3.3), kann Nebelniederschlag maßgebend am Bestandesniederschlag beteiligt sein. Aufgrund

dessen wurde die Nebelmenge am Standort getrennt erfasst. Die Quantifizierung von Nebel ist methodisch schwierig. Am Untersuchungsstandort wurde eine eigens entwickelte Methode eines Passivsammlers angewandt, die es ermöglichte, Nebel aufzufangen. Hierbei wurden 3 überdachte Tafeln (Anlage 18) mit einer Fläche von jeweils 0,25 m² auf der Freifläche aufgestellt. Die Tafeln wurden beidseitig mit einer Antitaufolie (3MScotchlite™DRAntitau Overlay Film, Fa. 3M Deutschland GmbH) beschichtet, welche auch in der Verkehrsbeschilderung im Straßenverkehr angewendet wird. Aufgrund einer hohen Oberflächenspannung (Silikatstruktur) wirkt die Folie der Tropfenbildung bei Taubeschlag entgegen. Hierdurch wird der Kontaktwinkel der Wassertropfen vermindert, und es kommt zur Bildung eines Wasserfilms anstelle kleiner Tropfen, so dass das abgesetzte Wasser schneller nach unten fließt, wo es in eine Ablaufrinne gelangt und über eine Schlauchverbindung in ein Sammelgefäß geleitet wird. Die Überdachung der Tafeln dient dazu, Niederschlag von der Folie fernzuhalten und somit eine Verdünnung des Nebels zu vermeiden. Die Nebelmengen wurden manuell in wöchentlichen Abständen ermittelt.

4.1.2 Hangwasserzufluss, Wasserstände und Abfluss

Die Zuflüsse zum Moor wurden durch ein Begehen des Einzugsgebietes bei unterschiedlichen Niederschlagsverhältnissen lokalisiert. Hierbei wurden zwei deutliche Hangwasserzuflüsse oberhalb des Moores festgestellt (Anlage 15). An diesen Stellen wurde vor Ort in wöchentlichen Abständen der Wasserzufluss in l s⁻¹ durch Erfassung der Wassermenge in einer bestimmten Zeit ermittelt. Die Messungen wurden pro Messtermin insgesamt 6-mal wiederholt. Die Vor-Ort-Messung der Hangwassermenge erfolgte neben den wöchentlichen Abständen zusätzlich in kurzer zeitlicher Auflösung (1h) bei Extremereignissen, wie Starkniederschlägen und Schneeschmelze. Eine Gegenüberstellung der Hangwasserzuflussmenge zur Abflussmenge zeigte einen signifikanten Zusammenhang, so dass nach weiterer Prüfung dieser Korrelation, die Hangwassermenge kontinuierlich auf der Grundlage einer Regressionsgleichung aus der Abflussmenge berechnet wurde. Die ermittelten Hangwassermengen wurden in l h⁻¹ hochgerechnet und auf die Fläche des Mooreinzugsgebietes von 0,13 km² bezogen.

Wasserstandsmessungen im Moor wurden in Piezometern durchgeführt, die aus PVC-Rohren mit einem Durchmesser von 3,5 cm bestanden und am unteren Ende mit einem PVC-Deckel sowie am oberen Ende mit einem wasserundurchlässigen Stopfen verschlossen wurden. Der Einbau der Rohre erfolgte so, dass der untere Teil des Piezometers den mineralischen Untergrund erreicht. Insgesamt wurden 5 Piezometer in Abhängigkeit des Reliefs in den Moorkörper eingebracht. Die Rohre waren durchgehend perforiert, so dass frei im Boden

befindliches Wasser aus der gesättigten Bodenlösung in die Piezometer gelangt. In wöchentlichen Abständen wurden vor Ort mittels Brunnenpfeife die Wasserstände registriert. Als Bezugspunkt wurde hierbei die Bodenoberfläche (unterhalb der grünen Torfmoosstengel) angesetzt (Koska 2001).

Die Quantifizierung des Abflusses erfolgte auf der Grundlage von Durchflussmessungen mit Hilfe eines Dreiecküberfallwehrs nach Thomson (Dyck und Peschke 1989, Abb. 2, Anlage 19), welches nördlich des untersuchten Moores unterhalb eines Forstweges in einen Bachabschnitt eingebaut wurde und den Abfluss des oberhalb gelegenen Einzugsgebietes, zu dem das Ilsemoor gehört, erfasst (Anlage 15). Die Durchflussmessanlage bestand, neben dem V-förmigen Messwehr mit Messblende (Messingblech) aus einem im Rechteckquerschnitt ausgebauten Zulaufgerinne (Holz) mit einer Länge von 2 m und einer Breite von 0,7 m und einem kapazitiven Pegelsensor (Fa. UGT).

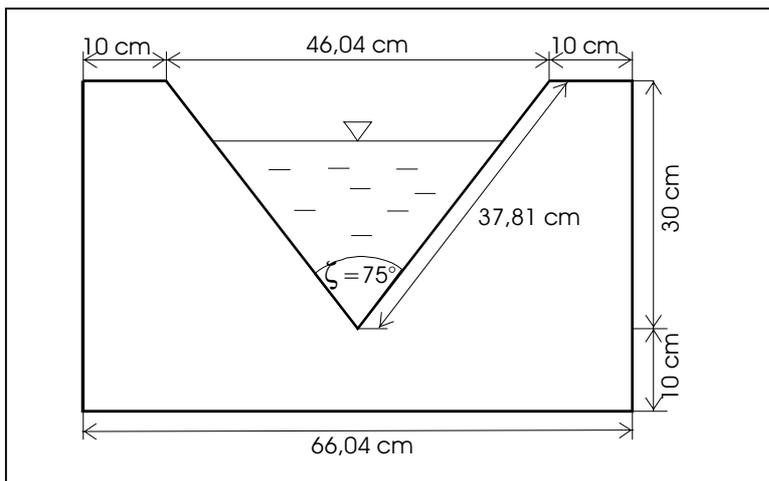


Abb. 2: Thomson-Messwehr

Die Durchflussmenge (Q) ist abhängig von der Geometrie des Wehres (Öffnungswinkel beim Dreieck-Wehr), der Überfallhöhe, der Erdbeschleunigung und dem Überfallbeiwert (Gleichung 10; Wechmann 1964, Dyck 1995).

$$Q | 0,0533 * \sqrt{2g} * \tan \frac{\zeta}{2} * \mu * h^{2,5} \quad (\text{Gl. 10})$$

- Q = Durchflussmenge (l s^{-1})
- g = Erdbeschleunigung
- ζ = Öffnungswinkel (75°)
- μ = Überfallbeiwert (0,63)
- h = Überfallhöhe (cm)

Der Überfallbeiwert μ ist ein Zahlenwert, in welchem Einflüsse von Reibung, Geschwindigkeits- und Druckverteilung im Überfallquerschnitt und Strahlabsenkung summarisch zusammengefasst werden. Er kann durch Berechnung oder Eichmessungen ermittelt werden und schwankt vorwiegend zwischen 0,61 und 0,63 (Dyck 1995). In vorliegenden Untersuchungen wurde μ durch Eichmessungen bestimmt und beträgt 0,63. Die Überfallhöhe ist die Differenz zwischen Wasserhöhe im Wehr und Überfalloberkante (= Pegelnull). Die Wasserstandshöhe im Messwehr wurde kontinuierlich mit Hilfe des im Messwehr befestigten kapazitiven Pegelsensors gemessen und über Datenlogger aufgezeichnet (Fa. UGT). Die Messung erfolgte in 10-minütigem Abstand. Die Werte wurden loggerintern unter Angabe von maximalen und minimalen Werten arithmetisch als Stundenwerte gemittelt. Die berechneten Abflussmengen in $l\ s^{-1}$ wurden auf $l\ h^{-1}$ hochgerechnet und auf die Fläche des Mooreinzugsgebietes ($0,13\ km^2$) bezogen.

In Zeiten mit sehr hohen Abflusspenden (Schneesmelze, Starkniederschlag) trat neben dem im Messwehr erfassten Abfluss ein weiterer seitlicher Abfluss oberhalb des Forstweges auf, der vermutlich durch einen Rückstau aufgrund einer begrenzten Durchlassfähigkeit des Weges hervorgerufen wurde. Daraufhin wurde am 07.11.01 eine weitere Durchflussmesseinrichtung, die ebenfalls aus einem hölzernen Gerinne mit V-förmigem Messwehr (Öffnungswinkel 75°) bestand, direkt am oberen Rand des Forstweges installiert (Anlage 15). Unter Berücksichtigung der Geländegegebenheiten (felsige Böschung bzw. Forstweg) mussten die Abmessungen der Messeinrichtung verändert werden (Höhe: 35 cm, Breite: 58 cm). Die Messung der Wasserstandshöhe im Messwehr erfolgte in 110 cm Entfernung zum Überfall mittels eines Vertikalschreibpegels (Fa. Ott). Um eine Um- bzw. Unterläufigkeit des Holzgerinnes zu unterbinden, wurde am Einlauf eine Betonmatte (Fa. Naue-Fasertechnik) eingebaut, die sich dem Untergrund bündig anpasste und das Wasser dem Holzgerinne zuleitete. Die Durchflussmenge wurde nach Gleichung 10 berechnet.

4.1.3 Evapotranspiration

Die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration (ETp) erfolgte unter Anwendung des Verfahrens von Turc-Wendling (Gleichung 11; DVWK 1996).

$$ET_{p\text{-TU-WE}} = \frac{(R_G - 293 \cdot f_K) \cdot T - 22}{150 \cdot T - 123} \quad (\text{Gl. 11})$$

R_G = Globalstrahlung ($J\ cm^{-2}$)

T = Temperatur ($^\circ C$)

f_K = Küstenfaktor, im Küstenbereich von 50 km Breite als Mittelwert $f_K=0,6$ und sonst $f_K=1$

Die Lufttemperatur, welche in die Formel eingeht, wurde am Standort in 2 m Höhe mittels Thermohygrogeber und Haar-Meßelement (Fa. Thies) gemessen und über Datenlogger kontinuierlich aufgezeichnet. Daten zur Globalstrahlung wurden von der Wetterstation Brocken (51°48 N, 10°37 E) durch den DWD in Form von Monatsmitteln der täglichen Globalstrahlungssummen zur Verfügung gestellt. Die Globalstrahlung von Brockenkuppe und Ilsemoor sind nicht miteinander vergleichbar, da das Moor einen hohen Anteil an Waldfläche (2/3) aufweist und sich zudem in geringerer Höhenlage befindet. Auf der Grundlage der Berechnung der ETP nach Turc-Wendling (DVWK 1996) wird die potentielle Evapotranspiration des Untersuchungsstandortes demzufolge überschätzt. Aufgrund dessen erfolgte parallel die Berechnung der ETP nach Antal (1968; Gl. 12). In diese Formel gehen Daten (Lufttemperatur und Luftfeuchte) ein, die direkt am Standort ermittelt wurden. Die Formel erscheint daher besser für die Berechnung der ETP des Untersuchungsstandortes geeignet.

$$ETp_{\text{Antal}} = 0,736 * ((E - e) * 0,7) * ((1 + T/273)^{4,8}) \quad (\text{Gl. 12})$$

(E-e): Tagesmittel des Sättigungsdefizits (h Pa)

T: Tagesmittel der Lufttemperatur (°C)

Aufgrund der Verdunstungserhöhung über Wald ist es erforderlich, eine Korrektur der berechneten ETP vorzunehmen. In der Literatur werden diesbezüglich verschiedene Korrekturfaktoren im Bereich von 1,1 bis 1,33 angegeben (Lützke 1966, Baumgartner 1967, Enders 1978). Brahmaer (1990) und Armbruster (1998) wenden für Fichtenbestände im Schwarzwald Korrekturen der nach Haude (DVWK 1996) berechneten ETP mit einem Faktor von 1,2 an. Da in vorliegender Arbeit ein Verdunstungsansatz nach Antal (1968) gewählt wurde und in diesem Zusammenhang keine Korrekturfaktoren für Wald vorliegen, wurde die tatsächliche Evapotranspiration des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort als Summe aus Interzeption (Differenz N_F und N_B) und Transpiration der Fichten berechnet. Als Transpiration der Fichten wurde dabei eine unter den vorherrschenden klimatischen Bedingungen kalkulierte Menge von 10 % des Niederschlags angenommen (mündliche Mitteilung Müller 2004). Für die Gebietswasserbilanz des Mooreinzugsgebietes erfolgte die Berechnung von Gebietsniederschlag und Gebietsverdunstung unter Berücksichtigung der Flächenanteile von Wald und Freiflächen (Kap. 3.4). Da es sich um ein sehr kleines Einzugsgebiet handelt, kann der Niederschlag als räumlich konstant angenommen werden, so dass die Anwendung eines gewichteten Mittels zulässig ist (Giesecke et al. 1983, Wohlrab et al. 1992).

4.2 Komponenten der Stickstoffbilanz

4.2.1 N-Eintrag

4.2.1.1 Freilanddeposition

4.2.1.1.1 Bulk-Deposition

Bulk-Sammler (PE) und andere Sammelgefäße (Hellmann-Sammler), mit Auffangflächen in 1 m Höhe, dienen der Probenahme des Niederschlags und wurden auf der Freifläche verteilt. Zur Vermeidung von Kontaminationen durch Vogelkot waren die Sammler mit einem Vogelschutz (Edelstahlring, Fa. UGT und Eigenbau) ausgestattet. Die Niederschlagsproben wurden, wie in Richtlinien zur Bestimmung der N-Deposition (z. B. DVWK 1994, LAWA 1998) vorgegeben, in wöchentlichen Abständen entnommen und mit gleichen Mengenanteilen zu einer Mischprobe vereint. Ebenso wurde Schneeniederschlag wöchentlich beprobt. Zur Stabilisierung der gesammelten Niederschläge in den Sammlern und Vermeidung von mikrobiellen Umsetzungsprozessen fand ein Biozid (Thymol) Anwendung. Untersuchungen von Cape et al. (2001) zeigen, dass signifikante Verluste von NH_4^+ während der Sammelperiode ohne Einsatz eines Biozids auftreten können und somit auf jeden Fall eine Stabilisierung der Proben notwendig ist. Dies gilt vor allem bei längerer Lagerung der Proben vor der Analyse. Als optimale Thymolkonzentration werden 100 mg l^{-1} angegeben (Cape et al. 2001). Da die Proben nach dem Sammeln kühl gelagert und sofort am nächsten Tag analysiert wurden, dürften Umsetzungsprozesse und somit Veränderungen während der Lagerung vernachlässigbar sein. Notwendig war es jedoch, mikrobielle Umsetzungen, die in den Sammelbehältern innerhalb der Probenahmezwischenräume auftreten können, zu vermeiden. Somit wurde eine Konzentration von 100 mg Thymol nach dem Leeren in die Sammler gegeben. Vergleichende Untersuchungen von stabilisierten und nicht stabilisierten Proben zeigten in vorliegenden Messungen jedoch keine signifikanten Unterschiede. Die im Niederschlag untersuchten Parameter und angewandten Methoden sind in Tab. 4 angegeben. Vor der Analyse wurden die Proben filtriert.

Tab 4: Übersicht über die verwendeten Analysemethoden

Parameter	Bestimmungsmethode
N_t	oxidativ (High TOC)
$\text{NO}_3\text{-N}$	photometrisch mit 2,6-Dimethylphenol (DIN 38 405-D9-2)
$\text{NH}_4\text{-N}$	photometrisch mit Natriumdichlorisocyanurat und Natriumsalicylat (DIN 38 406– E5-1)
pH	potentiometrisch (DIN 38 404 Teil 5)
LF (20°C)	konduktometrisch (DIN 27 888)

LF: elektrische Leitfähigkeit

Da neuere Untersuchungen zur Zusammensetzung der N-Deposition belegen, dass der Anteil organischer N-Verbindungen am Gesamtstickstoff erheblich sein kann (20 bis zu 70 %; Timperley et al. 1985, Cornell et al. 1995, Seitzinger u. Sanders 1999, Cape et al. 2001), wurden nicht nur die anorganischen N-Verbindungen, sondern auch der Gesamtstickstoff für die Ermittlung des N-Eintrags berücksichtigt. Der organische Stickstoff (N_{org}) ergibt sich als Differenz aus Gesamtstickstoff und anorganischen N-Verbindungen ($NH_4-N + NO_3-N$).

4.2.1.1.2 Gesamtdeposition (ITNI)

Das vom UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH entwickelte ITNI-System basiert auf einer ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode. Hierbei wird integral über eine bestimmte Vegetationsperiode der aus der Atmosphäre eingetragene Gesamtstickstoff in ein Boden-Pflanzen-System gemessen (Mehlert 1996). Anlass für die Entwicklung dieses Messsystems war, dass die bisher üblichen Methoden der N-Depositionsmessung (Wet only bzw. Bulk-Deposition) gasförmige und organische N-Verbindungen sowie die direkte Aufnahme von Stickstoff durch die Pflanze nicht berücksichtigen und somit der tatsächliche N-Eintrag in ein Boden-Pflanze-System meistens unterschätzt wird (Mehlert 1996, Russow und Weigel 2000, Böhme u. Russow 2002).

Da in situ eine ^{15}N -Markierung der N-Immissionen aus der Luft nicht möglich ist, wird der Empfängerpool (System Boden-Pflanze) markiert (Russow u. Weigel 2000). Eine genaue Beschreibung der Methode geben Mehlert (1996), Russow und Weigel (2000) sowie Böhme und Russow (2002). Das ITNI-Messsystem wurde für den Einsatz im Hochharz modifiziert (Abb. 3; Anlage 20).

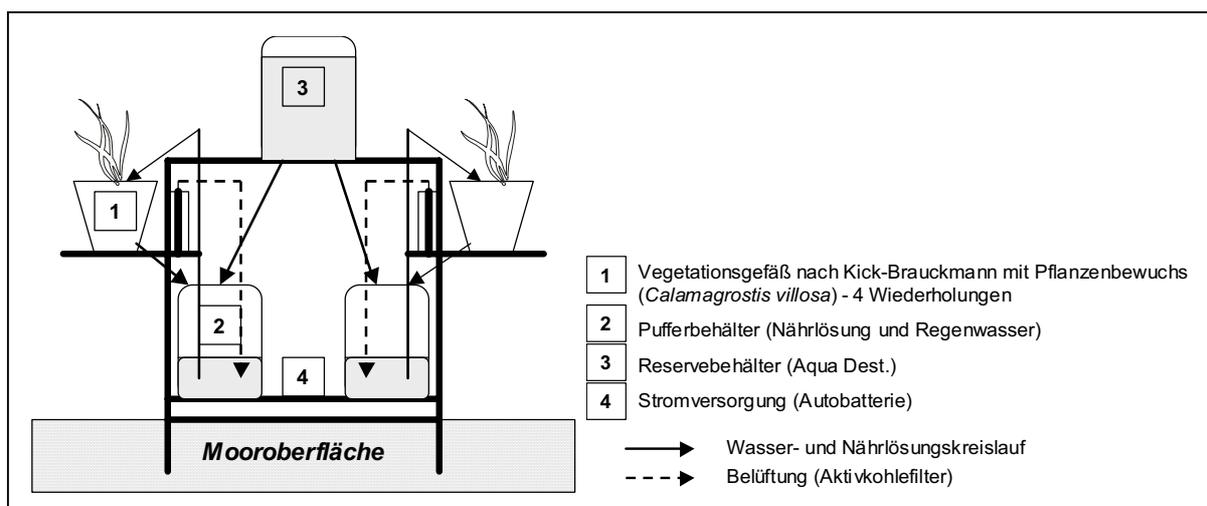


Abb. 3: Schematischer Aufbau des ITNI-Messsystems (Hochharz)

Als Pflanzenbestand diente *Calamagrostis villosa*, ein am Standort verbreitetes Gras. Aufgrund der Schwierigkeiten bei der Kultivierung des verwendeten Grasses sowie der nicht vorhersehbaren spärlichen Entwicklung der Pflanzen (Anlage 21) wurde der Versuchszeitraum von 365 auf 475 Tage (05.07.01 bis 23.10.02) verlängert. Im Unterschied zu der bei Mehler (1996) und Russow und Weigel (2000) beschriebenen Methode erfolgte die Bewässerung der Pflanzgefäße nicht über Steuerelektronik in bestimmten Zeitintervallen sondern nach Bedarf, das heißt bei oberflächlicher Austrocknung des Quarzsandssubstrates. Mit Hilfe einer Leitfähigkeitsmessung über Sensoren wurde die Bewässerung gesteuert, indem eine Pumpe Wasser aus dem Pufferbehälter auf die Gefäße transportiert. Die Stromversorgung für die Bewässerungs- und Belüftungspumpen erfolgte über eine Autobatterie, welche in wöchentlichen Abständen ausgetauscht wurde. Extreme Frostbedingungen und aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten nicht realisierbarer Einbau der Pflanzgefäße in die obere Bodenschicht (vgl. Mehler 1996, Russow und Böhme 2002) erforderten eine Isolierung der freistehenden Gefäße im Winter. Der applizierte Tracerstickstoff betrug insgesamt $661 \text{ mg Gefäß}^{-1}$ und wurde in Form von doppelt ^{15}N -markiertem Ammoniumnitrat ($^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$) mit einer ^{15}N -Häufigkeit von 5,14 At. % verabreicht. Aufgrund der durch hohe Niederschläge bedingten erheblichen Verdünnung der Düngelösung wurde der Tracer mehrmalig in 6 kleineren Gaben appliziert. Zudem führten die hohen Niederschläge dazu, dass dem System aufgrund der Auslastung der Pufferbehälter mehrmalig Wasser entnommen und bereits während des Versuchszeitraumes analysiert wurde.

Die oberflächliche Biomasse zweier Pflanzgefäße wurde vor der Frostperiode geerntet und hinsichtlich der Gesamtstickstoffkonzentrationen und ^{15}N -Häufigkeit untersucht, um bei einem möglichen Absterben der Pflanzen Zwischenergebnisse zu sichern. Nach Ende des Versuches im Oktober 2002 erfolgte die Ernte der Pflanzen sowie Probenaufarbeitung von Pflanzenmaterial, Substrat und Wasser (restliche Nährlösung und Niederschlagswasser in den Pufferbehältern) und die Bestimmung der N-Konzentrationen und ^{15}N -Häufigkeiten der einzelnen Probenarten im Labor des UFZ-Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle (Sektion Bodenforschung) analog der bei Russow und Weigel (2000) beschriebenen Methoden.

Der atmogene Netto-N-Eintrag wurde nach Gleichung 13 berechnet (vgl. Russow u. Weigel 2000):

$$AN_{\text{netto}} = n_A = n_G + (1 - \hat{a}_G / \hat{a}_T) \cdot n_o \quad (\text{Gl. 13})$$

AN = atmogener N-Eintrag

Indizes: A – Atmosphäre, G – Gefäß, T – Tracer, o – Samen

n = N-Menge in mg

a = ^{15}N -Häufigkeit, Excess- ^{15}N -Häufigkeit – $\hat{a} = a - a_o$, $a_o = 0,366 \text{ At. \%}$

4.2.1.2 Bestandesdeposition

Die Ermittlung der Bestandesdeposition erfolgte getrennt nach Eintragspfaden. Zur wöchentlichen Probenahme dienten die für die Messung der Bestandesniederschlagsmengen aufgestellten Sammelgefäße (Kap. 4.1.1). Analog zur Niederschlagsdeposition wurden Kronendurchlauf, Stammablauf und Nebel auf die in Tab. 4 (S. 39) angegebenen chemischen Parameter untersucht. Die Bulk-Sammler zur Probenahme des Kronendurchlaufs waren neben Vogelschutzringen zusätzlich mit einer Einlage aus Gaze (0,2 mm Maschenweite) ausgestattet, um zu vermeiden, dass Streumaterial in die Sammler gelangt.

Im Zusammenhang mit der Bestandesdeposition wurde auf eine Flüssebilanz des Kronenraumes zur Berücksichtigung von Stoffaustauschprozessen im Kronendach (Ulrich 1983, Matzner 1988, Brahmer 1990) verzichtet, da diese für die Zielstellung der Arbeit nicht vordergründig ist.

4.2.1.3 Hangwasserzufluss

Hangwasser wurde an den beiden Zuläufen wöchentlich beprobt und getrennt auf die in Tab. 4 angegebenen chemischen Parameter untersucht. Untersuchungszeitraum war der 14.03.01 bis 03.11.03. Extremereignisse, wie Schneeschmelze, Starkniederschläge sowie Wiedervernässung nach langer Trockenperiode, wurden intensiv im Stundenrhythmus beprobt, da in diesen Zeiten hohe Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet zu erwarten sind (z. B. Stöcker 1992).

4.2.2 N-Austrag

4.2.2.1 Fließgewässer (Abfluss)

Die Probenahme des Abflusses erfolgte im Messwehr in wöchentlichen Abständen sowie intensiv in stündlichen Abständen bei Extremereignissen (4.2.1.3). Die Intensivbeprobung ist sinnvoll, da verbunden mit hohen Niederschlägen und Schneeschmelze kurzzeitige N-Peaks auftreten können (Stöcker 1992). Des Weiteren wird in der Literatur häufig auf signifikante Anstiege der N-Konzentrationen nach Trockenperioden verwiesen, die begründet werden durch eine in Verbindung mit niedrigen Wasserständen vorhandene Mineralisation im Akrotelm (Drews 1995, Müller und Bauche 1998, Kalbitz et al. 1999 a, Kieckbusch 2003). Analog zum Hangwasser wurden im Abfluss die in Tab. 4 (S. 39) aufgeführten chemischen Parameter bestimmt. Der Untersuchungszeitraum war der 14.03.01 bis 03.11.03.

4.2.2.2 Atmosphäre (Spurengase)

Die Spurengasmessung erfolgte unter Anwendung geschlossener Sammelhauben (Brumme et al. 1999). Die Methode beruht darauf, dass Innenluft in den Sammelhauben von der Umgebungsluft separiert und die Spurengasflüsse in den Hauben aus den Veränderungen der Konzentration über eine bestimmte Zeit kalkuliert werden. Die Berechnung der Spurengasflüsse (F) wurde nach Gleichung 14 durchgeführt (Granli und Bøckman 1994).

$$F = \frac{V}{A} * \frac{c}{t} \quad (\text{Gl. 14})$$

- V = Volumen der Sammelhaube
- A = Oberfläche der Sammelhaube
- c = Konzentration
- t = Zeit

Die Sammelhauben wurden an 10 verschiedenen Stellen auf der Moorfläche in den oberen Moorhorizont eingebaut. 5 Sammelhauben befanden sich in unmittelbarer Nähe zu den Piezometern (Kap. 4.1.2). Die Probenahme erfolgte 14-tägig im Zeitraum eines Jahres (19.06.02 bis 09.07.03). In den Wintermonaten konnten aufgrund der hohen Schneedecke auf der Untersuchungsfläche keine Proben entnommen werden. Die Sammelhauben bestanden aus einem 30 cm hohen PVC-Rohr mit einer Auffangfläche von 0,1 m² und verblieben über den gesamten Untersuchungszeitraum im Boden. Die Gasproben wurden nach Schließen der Hauben in Abständen von 0; 20 und 40 Minuten über eine Schlauchverbindung mit angeschlossener Vakuumpumpe entnommen und in eine evakuierte Gasflasche (100 ml) geführt. Vor der Probenahme wurden Schläuche und Flaschen mit der Innenluft der jeweiligen Haube durchspült und somit gereinigt. Über einen Drucksensor konnte der Luftdruck der evakuierten Gasflaschen vor der Probenahme kontrolliert werden. Parallel zu den Probenahmen erfolgte die Aufnahme von Luft- und Bodentemperatur (2,5; 5 und 10 cm). Die Analysen der Proben wurden einige Tage nach der Probenahme im Labor des Institutes für Bodenkunde und Waldernährung der Georg-August-Universität Göttingen mit Hilfe eines automatischen Gaschromatographensystems (Lotfield et al. 1997) vorgenommen. Dieses System besteht aus einem computergesteuerten Gaschromatographen, welcher mit einem Flammenionisationsdetektor (FID), einem Elektronenfangdetektor (ECD) und einem Probensteller für 64 Probenflaschen ausgestattet ist und automatisch N₂O misst.

4.3 Moorwasser

Die für die Ermittlung der Speicherung des Moores (Kap. 4.1.2) eingebauten Piezometer dienten der Probenahme des Moorwassers. Die Messstellen wurden in Abhängigkeit von Gefälle und Vegetationsverhältnissen festgelegt. Die Lage der Messstellen geht aus Anlage 15 hervor. Die Messstellen lassen sich folgendermaßen charakterisieren.

Messstelle 1: Hangwasserbereich, 860 m ü. NN, Calamagrostio villosae-Piceetum, Variante von *Sphagnum fallax*

Messstelle 2: Hangwasserbereich, 858 m ü. NN, Calamagrostio villosae-Piceetum, Variante von *Sphagnum fallax*

Messstelle 3: zentrale Moorfläche, 854 m ü. NN, *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft, Variante von *Sphagnum fallax*

Messstelle 4: zentrale Moorfläche, 855 m ü. NN, Sphagnetum magellanici

Messstelle 5: zentrale Moorfläche, 855 m ü. NN, *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft, Variante von *Sphagnum fallax*

Die Piezometer waren durchgehend oder in 0 bis 40 cm bzw. 40 bis 80 cm unter Flur perforiert, um das Moorwasser aus verschiedenen Moorhorizonten zu erfassen. In wöchentlichen Abständen wurden die in Tab. 5 angegebenen Parameter vor Ort gemessen.

Tab. 5: Vor-Ort-Messungen des Moorwassers

Messgrößen	Messgeräte
Wassertemperatur (°C) und Sauerstoffgehalt (mg l ⁻¹ ; %)	Transportables Multifunktionsgerät (WTW Multi 340 i) mit angeschlossener Sauerstoffelektrode (WTW CelIOX 325)
Redoxpotenzial (mV)	Transportables Multifunktionsgerät (WTW Multi 340 i) mit angeschlossener Redoxelektrode (WTW Sen Tix ORP-potentiometrisch: DIN 38404-C6)

Die Messung der Redoxpotenziale, Sauerstoffgehalte und Temperaturen des Moorwassers erfolgte in jeweils 2 Tiefen (20 cm und 40 cm).

Die Probenahme wurde wöchentlich mit Hilfe eines Wasserschöpfers (Stahl 38, Eigenbau) vorgenommen. Vor der Probenahme wurden die Piezometer geleert. Von jedem Piezometer wurde eine Probemenge von 500 ml entnommen und in eine PVC-Sammelflasche gefüllt. In den Wintermonaten konnten aufgrund des starken Frostes einige Rohre nicht beprobt werden. Zudem sanken die Wasserstände in den Sommermonaten teilweise so stark ab, dass Piezometer trocken fielen. Die Proben wurden kühl gelagert und am nächsten Tag nach dem Filtrieren auf die bereits in Tab. 4 (S. 39) angegebenen chemischen Parameter analysiert.

Die Piezometer 1, 2, 3 und 5 wurden im Zeitraum vom 21.05.01 bis zum 17.07.03 und Piezometer 4 vom 17.07.02 bis zum 17.07.03 beprobt.

Da es sich bei den Nachweisen von NH_4^- und NO_3^- -N um photometrische Methoden handelt, war es notwendig, die Eigenfärbung des Wassers, welche durch Huminstoffe hervorgerufen wird, zu berücksichtigen. Dies erfolgte durch eine Messung der Extinktion der Wasserproben ohne Zusatz von Reagenzien.

4.4 Biomasse

Die Untersuchungen der Biomasse erfolgten differenziert nach Pflanzenarten, da eine großflächige Ernte aufgrund des Moorschutzstatus (Kernzone des Nationalparks) nicht durchführbar war. Die Probenahme wurde am 09.07.03 durchgeführt. Pflanzenproben wurden mit Wiederholung der einzelnen Pflanzenarten entnommen. Bei der Auswahl wurden typische Vertreter mit Schwerpunkt der Verbreitung in Hoch- und Niedermooren sowie Pflanzenarten des Fichten-Bruchwaldes berücksichtigt. In Tab. 6 sind die einzelnen für die Untersuchungen ausgewählten Pflanzenarten und erfassten Parameter aufgeführt.

Tab. 6: Untersuchungen der Biomasse

Pflanzenarten	Parameter	Methode
Sphagnum magellanicum	Trockenmasse (%)	Gravimetrisch (105°C)
Sphagnum fallax	P (mg 100 g ⁻¹)	Spektrometrisch am ICP-OES, Druckaufschluss mit HNO ₃
Sphagnum papillosum	K (mg 100 g ⁻¹)	
Eriophorum angustifolium	C _t , N _t (% , mg 100 g ⁻¹)	Katalytische Verbrennung zu CO ₂ und N ₂ , Detektion mit WLD (Wärmeleitfähigkeitsdetektor)
Trichophorum cespitosum		
Molinia caerulea		

Eine Bilanzierung der Nährstoffe war nicht möglich. Die Pflanzenproben wurden vor der Bestimmung der Nährstoffgehalte im Trockenschrank bei 60°C getrocknet und anschließend mit einer Kugelmühle gemahlen.

4.5 Torf

Torfuntersuchungen wurden im Profil und an den Moorwassermessstellen unter Berücksichtigung verschiedener Tiefen vorgenommen. Die Probenahme erfolgte in den jeweiligen Tie-

fen (20 cm Abstände) in Form von Mischproben. Probenahmetermine waren der 06.08.02 und der 23.09.03. Die durchgeführten Untersuchungen des Torfs sind Tabelle 7 zu entnehmen.

Tab.7: Durchgeführte Torfuntersuchungen

Parameter	Methode
C _t (mg 100 g ⁻¹)	Katalytische Verbrennung zu CO ₂ , Detektion mit WLD (Wärmeleitfähigkeitsdetektor)
N _t (mg 100 g ⁻¹)	Katalytische Verbrennung zu N ₂ , Detektion mit WLD (Wärmeleitfähigkeitsdetektor)
NH ₄ -N (mg 100 g ⁻¹)	photometrisch (Indophenolblaumethode, 656 nm) im KCL-Extrakt
NO ₃ -N (mg 100g ⁻¹)	photometrisch (Azofarbstoff, 540 nm) im KCL-Extrakt
pH	potentiometrisch in 0,01 M CaCl ₂ (VDLUFA 1991)
LF (μS cm ⁻¹)	konduktometrisch in KCl (VDLUFA 1991)
P, K (mg 100 g ⁻¹)	Doppellactat (DL)-Auszug (VDLUFA 1991)
Wassergehalt (TM %)	gravimetrisch (105°C, VDLUFA 1991)
Zersetzungsgrad (%)	von Post (KA 4 1994) r-Wert (VDLUFA 1991)
Aschegehalt (%)	Veraschung (550°C, VDLUFA 1991)

Für die Ermittlung der Nährstoffgehalte wurden die Torfproben luftgetrocknet. NH₄- und NO₃-N wurde in den frischen Torfproben nachgewiesen. Die Trockenrohddichte (ρ_t) wurde rechnerisch auf der Grundlage der TM nach Gleichung 15 bestimmt (Scheffer und Blankenburg 1993).

$$\rho_t \text{ (g l}^{-1}\text{)} = 10 * \text{TM} - 7,2 \quad (\text{Gl. 15})$$

TM: Bodentrockenmasse (Gew. %)

Die Wasserdurchlässigkeit (k_f) des Torfs wurde an 2 Standorten in unterschiedlichen Tiefen auf der Freifläche und im Bestand mit Hilfe der Bohrlochmethode ermittelt (VDLUFA 1991). Hierzu dienten jeweils 4 Piezometer mit einer Perforierung in 0-20; 20-40; 40-60 sowie 60-80 cm unter Flur. Durch Messung der Anstiegsgeschwindigkeit in dem vorher entleerten Piezometer (Bohrloch) kann der Durchlässigkeitsbeiwert (k_{fB}) in m d⁻¹ berechnet werden. Diese Methode ist geeignet für Böden mit oberflächennahem Grund- oder Stauwasser mit einer wasserleitenden Schicht von > 0,5 m Dicke. Die Berechnung erfolgt nach Gleichung 16.

$$k_{fB} | C_2 * \frac{h}{t} \quad [m \, d^{-1}] \quad (Gl. 16)$$

h = Anstieg zwischen zwei Messschritten (cm)

t = zugehörige Anstiegszeit (s)

Der Faktor C_2 wird angewandt für Böden mit flacher Grundwassersohle und nach Gleichung 17 ermittelt.

$$C_2 | \frac{3600 * r^2}{h_R * 2.10 * r * \left(2.4 \frac{h_m}{h_R} \right) * h_m} \quad (Gl. 17)$$

h_R = Höhe des Wasserstandes im Bohrloch (cm)

h_m = mittlerer Anstieg des Wasserstandes im Bohrloch (cm)

r = Radius des Bohrloches (cm)

4. 6 N-Bilanz und N-Retention

Auf der Grundlage der gemessenen Wassermengen (Niederschlag, Hangwasserzufluss und Abfluss) und der ermittelten N-Konzentrationen wurden Frachten berechnet. Die N-Einträge aus dem Niederschlag wurden auf die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 bezogen. Um einen Vergleich zum ITNI-Versuch zu ermöglichen, wurde für den N-Eintrag der Zeitraum 05.07.01 bis 23.10.02 berücksichtigt. Die Berechnung der Depositionsraten (Freilanddeposition, Bestandesdeposition) erfolgte durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen und Niederschlagsmengen der wöchentlichen Zeiträume und Aufsummierung über den Untersuchungszeitraum (DVWK 1994/1997, Armbruster 1998, Müller und Bauche 1998, Thalmann et al. 2002). Um von der Dauer des ITNI-Versuches (475 Tage) auf den Zeitraum eines Jahres zu schließen, wurden zunächst tägliche Depositionsraten berechnet und durch Multiplikation mit 365 auf ein Jahr hochgerechnet.

Bei der Auswertung des ITNI-Versuches wurde auf der Grundlage des nach Gleichung 13 (S. 41) ermittelten atmosphärischen Netto-N-Eintrages pro Gefäß und Untersuchungszeitraum in gleicher Weise die tägliche Depositionsrate berechnet und auf ein Jahr bezogen.

Die Berechnung der Stofffrachten in Hangwasserzufluss und Abfluss erfolgte analog zur Niederschlagsdeposition durch Multiplikation der wöchentlichen Wassermengen ($l \, m^{-2}$) und Stoffkonzentrationen für den Zeitraum der hydrologischen Jahre 2002 und 2003.

Die ermittelten N₂O-Flüsse ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) wurden von Stunden- auf Tageswerte hochgerechnet, mit der Anzahl der Tage zwischen den Probenahmen multipliziert und für ein Jahr aufsummiert, wobei eine Zusammenfassung der Einzelmessungen zu einem arithmetischen Mittel erfolgte.

Auf der Grundlage der ermittelten N-Frachten im Ein- und Austrag kann die N-Retention des Moorökosystems berechnet werden (Gleichung 18).

$$\text{Retention (\%)} = \frac{(\text{Eintrag (N 2 H)} [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}] - \text{Austrag (Q 2 E)} [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}]) * 100}{(\text{Eintrag (N 2 H)} [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}])} \quad (\text{Gl. 18})$$

N = Niederschlag (Freifläche, Bestand)

H = Hangwasser

Q = Abfluss

E = Emission

4.7 Datenaufbereitung und statistische Auswertung

Die Verarbeitung des Datenmaterials erfolgte mit dem Tabellenkalkulationsprogramm MS-Excel (V 2000). Graphische Darstellungen wurden mit den Programmen MS-Excel und Statistica für Windows (V 5.1), Abbildungen mit CorelDRAW (V 8.232) und MS PowerPoint (V2000) dargestellt. Die Anfertigung von Karten wurde unter Anwendung des Programms Surfer (Surface Mapping System, Win 32, V 6.03) durchgeführt. Die statistische Auswertung erfolgte mit den Statistikprogramm Paketen SAS und Statistica für Windows. Die Beschreibung des Datenmaterials wurde mit Hilfe deskriptiver Statistik vorgenommen, in dem Lage- und Streuungsmaße (arithmetisches Mittel, Median, Standardabweichung, Spannweiten, Quartile) berechnet und zudem die Verteilung der Daten (Häufigkeitsverteilung, Histogramm) untersucht wurden. Einfache Zusammenhänge zwischen Stoffkonzentrationen und Wassermengen (Niederschlag) und Wasserflüssen zueinander (Hangwasser – Abfluss) wurden mittels Regressionsanalyse durch lineare Regressionsgleichungen berechnet. Zudem wurden Zusammenhänge durch nichtlineare Regressionsgleichungen berechnet. Die zeitliche Verzögerung des Abflusses nach einsetzenden Niederschlägen wurde auf der Grundlage einer Zeitreihenanalyse mit Hilfe von Kreuzkorrelationen mit LAG - Beschreibung der Merkmale zueinander ermittelt. Hierbei wurden Einzelereignisse, die unterschiedliche klimatologische Bedingungen repräsentieren (Starkniederschlag nach langer Trockenheit, Niederschlag

in Zeiten mit hoher Wassersättigung, Niederschlag bei gefrorenem Boden), ausgewählt und dem speziellen Datensatz des dazugehörigen Abflusses, gegenübergestellt. Mit Hilfe dieser Methode kann die zeitliche Verzögerung (=LAG) berechnet werden, bei der ein signifikanter Zusammenhang zwischen Niederschlag (unabhängige Variable) und Abfluss (abhängige Variable) besteht .

Die Stoffkonzentrationen von Moorwasser, Hangwasserzufluss und Abfluss werden durch eine Vielzahl von Einflussfaktoren geprägt, die einzeln oder kombiniert auftreten, sich gegenseitig überdecken oder verstärken können. Faktoren, die durch Standorteigenschaften (Torfmächtigkeit und -beschaffenheit, Vegetationsverhältnisse, Relief, mineralischer Untergrund, etc.) bedingt sind, werden stark durch einen jahreszeitlichen Einfluss, der im Wesentlichen durch die klimatischen Verhältnisse gegeben ist, überprägt. Aufgrund der Vielzahl der Einflüsse und der Schwierigkeit, die für die Dynamik der Stoffkonzentrationen von Moor- und Hangwasserzufluss sowie Abfluss entscheidenden Faktoren auszuweisen, ist für die Datenauswertung die multiple Regressionsanalyse ungeeignet. Aufgrund dessen wurde das Verfahren der Clusteranalyse ausgewählt, welches eine Gruppierung der erhobenen Daten auf der Basis mehrerer Merkmale ermöglicht. Dieses multivariate Verfahren ist für Analysen einer heterogenen Gesamtheit von Objekten mit dem Ziel der Identifikation von homogenen Teilmengen von Objekten aus der Grundgesamtheit geeignet (Backhaus et al. 1996). Hierbei werden Objekte so gruppiert, dass die Unterschiede zwischen den Objekten eines Clusters möglichst gering und die Unterschiede zwischen den Clustern groß sind (Bortz 1993). Für die Analyse wurden insgesamt 5 Merkmale ausgewählt. Mit Hilfe des WARD-Verfahrens erfolgte die Vorgabe einer Startgruppierung. Diese Methode zählt zu den hierarchischen Verfahren und wird auch als Minimum-Varianz- oder Fehlerquadratsummen-Methode bezeichnet. Hierbei werden Cluster so vereinigt, dass die Fusionierung mit der geringsten Erhöhung der gesamten Fehlerquadratsumme verbunden ist. Aufbauend auf der WARD-Methode, die eine erste Gruppierung vorgibt, wurde das K-Means-Verfahren, ein nicht-hierarchisches Verfahren, angewendet. Bei dieser Methode werden für alle Objekte euklidische Distanzen zu allen Clusterschwerpunkten (=Clustermittelpunkte) gebildet. Objekte, die zu dem Schwerpunkt des eigenen Clusters eine größere Distanz als zum Schwerpunkt eines anderen Clusters aufweisen, werden in das jeweilige Cluster verschoben, und es werden die sich hieraus ergebenden neuen Clusterschwerpunkte berechnet. Dieser Prozess wird solange wiederholt, bis sich eine Gruppierung durch weiteres Verschieben von Objekten nicht mehr verbessern lässt (Bortz 1993). Um die Clusterbildung zu kontrollieren, das heißt, zu prüfen, ob die Unterschiede zwischen den Gruppen signifikant sind, wurde eine Diskriminan-

analyse durchgeführt (Backhaus et al. 1996). Die Clusteranalyse wurde mit SAS* (Prozedur FASTCUS) vorgenommen, die das K-means-Verfahren mit dem WARD-Verfahren kombiniert.

Die Prüfung signifikanter Unterschiede der N-Gehalte der Biomasse erfolgte mit Hilfe einer Varianzanalyse (t-Test, Statistica für Windows) .

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Wasserflüsse

5.1.1 Niederschlag

Freifläche

Die in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003 registrierten Freiflächenniederschläge, deren Verteilung auf Sommer- und Winterhalbjahr sowie die jeweiligen Schneemengen sind in Tabelle 8 zusammengefasst. Die Verteilung der Niederschläge ist aus den Anlagen 22 und 23 ersichtlich, wobei jeweils die Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmeterminen (etwa wöchentlich) dargestellt wurden. Die Häufigkeitsverteilung der Niederschlagsereignisse beider Jahre ist in den Anlagen 24 und 25 abgebildet. Bezogen auf das langjährige Mittel (1951 - 1980) der Niederschläge im Hochharz mit 1609 mm handelt es sich bei den hydrologischen Jahren 2002 und 2003 um 2 Extreme, ein sehr niederschlagsreiches und ein ausgesprochen niederschlagsarmes Jahr.

Tab. 8: Freiflächenniederschlag in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003

Hydrologische Jahre (1.11.-31.10.)	N_F gesamt mm	N_F Winter (November – April) mm	N_F Sommer (Mai – Oktober) mm	Schnee mm
2002	2106	913	1193	202
2003	1373	633	740	111

N_F: Freiflächenniederschlag

Im hydrologischen Jahr 2002 wurde eine Niederschlagsmenge von insgesamt 2106 mm erfasst. Hiervon waren rund 202 mm Schnee. Die Niederschlagssummen waren in beiden Jahren im Sommerhalbjahr höher als im Winterhalbjahr. Ein extremes Niederschlagsereignis trat im Juli 2002 auf. Hier wurden maximale Niederschlagsmengen von 262 mm innerhalb von 2 Tagen (17.07. – 19.07.02) gemessen. Mit insgesamt 1373 mm Niederschlag ist das hydrologische Jahr 2003 deutlich niederschlagsärmer. Eine Schneemenge von 111 mm wurde in diesem Jahr erfasst.

* SAS Institute (1999-2001), Inc., Cary, USA, Release 8.2

Bestand

Auf der Grundlage der durchgeführten Bestandeskartierung wurde der gemessene Bestandesniederschlag korrigiert (Kap. 4.1.1). Die ermittelten Stammmantel- und Kronenmantelflächen sind Tab. 9 zu entnehmen. Auf einer Fläche von 1500 m² wurden insgesamt 180 Bäume aufgenommen, wobei der Anteil toter Bäume 44 % betrug.

Tab. 9: Stammmantel- und Kronenmantelflächen des kartierten Bestandes

	A_M (Stamm) m ²	A_M (Krone) m ²
n	180	100
x_{min}	0,5	12,0
x_{max}	40,0	179,0
S	11,0	69,0
s_x	8,0	37,0
S_{Mess}	10,0	77,0

A_M (Stamm, Krone): Stammmantel- und Kronenmantelfläche

n: Anzahl der Bäume

S: arithmetisches Mittel der Stammmantel- und Kronenmantelflächen aller Bäume

s_x: Standardabweichung

S_{Mess}: arithmetisches Mittel der Stammmantel- und Kronenmantelflächen der für die Messungen ausgewählten Bäume

Aus Abb. 4 werden die Häufigkeiten der ermittelten Stammmantelflächen innerhalb des Bestandes ersichtlich. 45 der aufgenommenen Bäume weisen Stammmantelflächen im Bereich von 0 bis 5 m² und 35 Bäume im Bereich von 5 bis 10 m² auf.

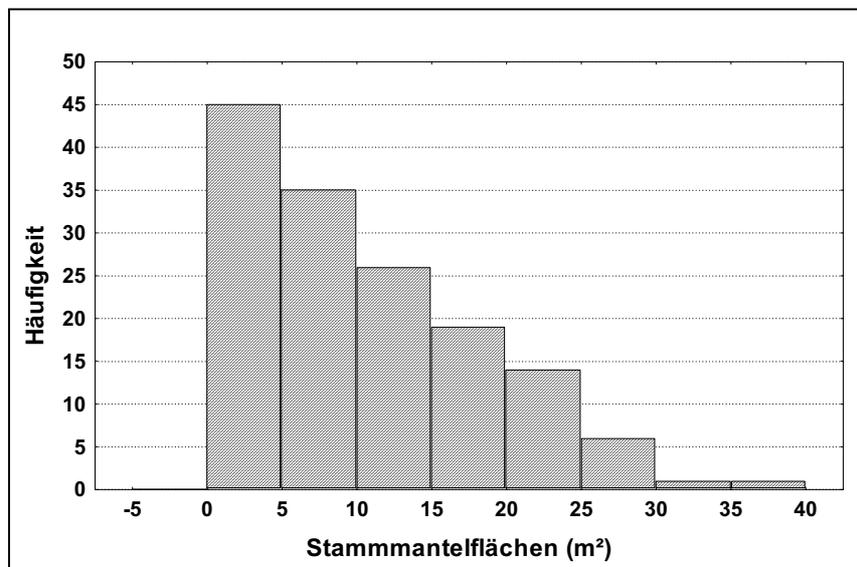


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der Stammmantelflächen des kartierten Bestandes

Die Häufigkeitsverteilung der Kronenmantelflächen des Bestandes sind in Abb. 5 dargestellt. Die häufigsten Kronenmantelflächen liegen im Bereich von 50 bis 100 m².

Anhand der Häufigkeitsverteilungen aller Stammmantel- und Kronenmantelflächen wird ersichtlich, dass die für die Messungen ausgewählten Bäume repräsentativ für die Untersuchungsfläche sind und somit eine mögliche Über- bzw. Unterschätzung des Bestandesniederschlags ausgeschlossen wird.

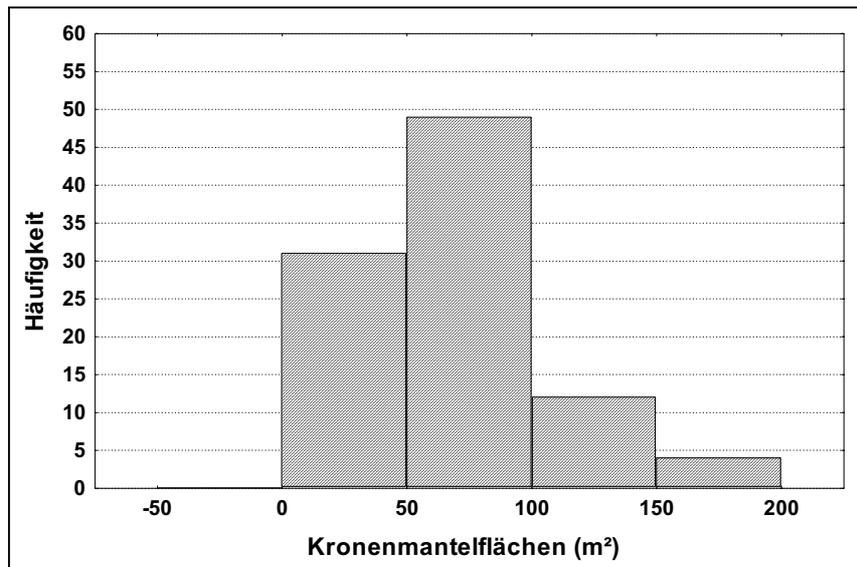


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung der Kronenmantelflächen des kartierten Bestandes

Die für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 ermittelten Bestandesniederschläge sind in Tab. 10 zusammengefasst.

Tab. 10: Bestandesniederschlag und Interzeption in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003

Hydrologische Jahre (1.11.-31.10.)	N _B mm	N _S mm	N _K mm	Anteil N _B am N _F %	I mm
2002	1814	41	1773	86	292
2003	960	10	950	70	413

N_B: Bestandesniederschlag, N_S: Stammablauf, N_K: Kronendurchlauf, I: Interzeption

Im hydrologischen Jahr 2002 wurden 41 mm Stammablauf und 1773 mm Kronendurchlauf registriert. Der Anteil des Bestandesniederschlags am Freiflächenniederschlag beträgt insgesamt 86 % und wird überwiegend durch Kronendurchlauf bestimmt. Der ermittelte Stammablauf hat einen Anteil von etwa 2 % am Freiflächenniederschlag und ist mit den in der Literatur für Fichten angegebenen Werten vergleichbar (Armbruster 1998, Lange et al. 2003).

Der sich als Differenz aus Freiflächenniederschlag und Bestandesniederschlag ergebende Interzeptionsverlust des Fichtenbestands für das hydrologische Jahr 2002 beträgt 292 mm und hat einen Anteil von 14 % am Freiflächenniederschlag. Eine Vielzahl von Einflussfaktoren sind entscheidend für die Höhe der Interzeption eines Waldbestandes. Hierzu zählt zum einen die Morphologie des Bestandes, das heißt die Pflanzenart, Bestandesdichte, Rauigkeit und Höhe des Bestandes (Wohlrab et al. 1992). Fichten sind in der Lage, einen großen Anteil des Niederschlags zurückzuhalten, da sie aufgrund des dichten Kronendachs einen sehr großen Blattflächenindex aufweisen und zudem ganzjährig belaubt sind. Demzufolge ist die Interzeption von Fichtenbeständen deutlich höher als in anderen Waldbeständen, wie z. B. in Kiefer- oder Eichenbeständen (Manderscheid 1992, Wohlrab et al. 1992). Im Vergleich zu Literaturangaben ist die für das hydrologische Jahr 2002 ermittelte Interzeption als gering einzuschätzen. Untersuchungen von Fichtenbeständen verschiedener Standorte zeigen zum Teil deutlich höhere Interzeptionsverluste von 32 % (Peck und Mayer 1996), 34 % (Manderscheid 1992), 37 % (Führer 1990) und 26 % (Lange et al. 2003). Eine vergleichsweise geringe Interzeption von 15 % des Freiflächenniederschlags ermittelte Armbruster (1998) für einen Fichtenbestand im Südschwarzwald (Schluchsee). Auch Zimmermann et al. (2003) gibt für Fichtenbestände in höheren Lagen des Erzgebirges geringe Interzeptionsverluste von etwa 20 % an. Die Autoren verweisen in diesem Zusammenhang auf den Einfluss von Nebelniederschlag. Nebel, der durch Fichten ausgekämmt wird, führt zu einer Erhöhung des Bestandesniederschlags. Die hierdurch zusätzlich eingetragene Flüssigwassermenge kann bis zu 33 % der Freiflächenniederschlagsmenge ausmachen (Pahl 1996). Die Flüssigwasserdeposition nimmt mit zunehmender Höhenlage zu, so dass vor allem im Gebirge Nebel entscheidend die Höhe des Bestandesniederschlags beeinflusst (Pahl 1996, Vermeulen et al. 1997, Burkard et al. 2002, Zimmermann et al. 2003). Am Untersuchungsstandort sind Nebelereignisse sehr häufig. Im 10-jährigen Mittel (1985 – 1994) wird für den Brocken eine durch Wolkentropfeninterzeption auf Waldbestände deponierte Flüssigwassermenge von 104 % der Niederschlagsmenge berechnet (Pahl 1996). In den Monaten von April bis Oktober beträgt die Häufigkeit des Nebels 30 bis 50 % (Acker et al. 1998). Vorliegende Messungen ermöglichten es nicht, Nebelmengen zu ermitteln. Die sich für das hydrologische Jahr 2002 ergebende verhältnismäßig niedrige Interzeption lässt jedoch darauf schließen, dass Nebel entscheidend am Bestandesniederschlag beteiligt war. Zudem weisen Zimmermann et al. (2003) darauf hin, dass Wälder in höheren Lagen generell höhere Bestandesniederschläge zeigen, da hier aufgrund der geringen Jahresdurchschnittstemperaturen die Verdunstung niedriger angesetzt wird. Dieser klimatisch bedingte Einfluss kann am Untersuchungsstandort ebenfalls von Bedeutung sein.

Im hydrologischen Jahr 2003 wurde bei einer Bestandesniederschlagsmenge von insgesamt 960 mm eine im Vergleich zum Vorjahr deutlich höhere Interzeption von 30 % bestimmt.

Ursachen hierfür sind insgesamt niedrigere Freiflächenniederschläge und eine vergleichsweise geringere Niederschlagsintensität (Anlagen 24 und 25) in diesem Jahr. Die Interzeption von Waldbeständen nimmt mit steigender Niederschlagsintensität ab (Dyck und Peschke 1989, Armbruster 1998). Weiterhin kann die geringere Nebelhäufigkeit im hydrologischen Jahr 2003 verantwortlich für die vergleichsweise hohe Interzeption sein (Anlage 26).

Der zeitliche Verlauf der gemessenen Bestandesniederschläge (Stammablauf, Kronendurchlauf) für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 ist aus den Anlagen 27 und 28 ersichtlich. Dargestellt sind die Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmen.

5.1.2 Hangwasserzufluss, Wasserstände und Abfluss

Hangwasserzufluss

Aufgrund des signifikanten linearen Zusammenhangs ($r = 0,97$, $p = 0,05$) zwischen Hangwasserzufluss und Abfluss des Ilsemoores wurde die Menge des Hangwasserzuflusses kontinuierlich auf der Grundlage einer linearen Regressionsgleichung berechnet (Gl. 19).

$$= 0,4474x + 0,0078 \quad (\text{Gl. 19})$$

= Hangwasserzuflussmenge

X = Moorabflussmenge

In Tabelle 11 sind die Hangwasserzuflussmengen bezogen auf das Einzugsgebiet des Ilsemoores (A_{E_0} : 0,13 km²) für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 zusammengestellt.

Tab. 11: Hangwasserzufluss in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003

Hydrologische Jahre (1.11.-31.10.)	H gesamt mm	H Winter (November – April) mm	H Sommer (Mai – Oktober) mm
2002	779	397	382
2003	654	465	189

H: Hangwasserzufluss

In den hydrologischen Jahren 2002 und 2003 wurden 779 und 654 mm Hangwasserzufluss erfasst. Im hydrologischen Jahr 2002 wurden insgesamt 51 % des gesamten Hangwasserzuflusses im Winterhalbjahr und 49 % im Sommerhalbjahr registriert.

Auffallend ist ein verhältnismäßig hoher Hangwasserzufluss bei deutlich geringeren Niederschlägen im hydrologischen Jahr 2003. Bedingt durch die Schneeschmelze, die dem Moor

große Mengen des in der Schneedecke gespeicherten Wassers des Einzugsgebietes zu-
führt, sind 71 % des Hangwasserzuflusses auf das Winterhalbjahr konzentriert. In den sehr
trockenen Sommermonaten des Jahres 2003 wurde ein permanenter, wenn auch sehr ge-
ringer, Hangwasserzufluss beobachtet. Ursache hierfür ist vermutlich, dass auch die ober-
halb des Moores ausgebildeten Erosionsrinnen neben der Funktion des Niederschlagsab-
flusses eine Entwässerungsfunktion aufweisen. In trockenen Zeiten kann demzufolge das in
den angrenzenden kleinflächigen Moorarealen vorhandene Wasser zum Abfluss in den
Rinnen beitragen.

Wasserstände

Aus Tabelle 12 sind die gemessenen Wasserstände aus 2 Piezometern, die sich im Hang-
wasserbereich und auf der zentralen Moorfläche befinden, für die hydrologischen Jahre 2002
und 2003 zusammengefasst.

**Tab.12: Wasserstandskennwerte von Piezometern mit differenziertem Hangwasserzu-
fluss in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003**

	01.11.01 bis 31.10.02		01.11.02 bis 31.10.03*	
	P1	P3	P1	P3
Mittlerer Wasserstand \pm s_S (cm Flur)	1,2 \pm 4	- 12 \pm 13	-0,4 \pm 3	-16 \pm 7
Minimaler Wasserstand (cm Flur)	-10	-37	- 10	-31
Maximaler Wasserstand (cm Flur)	12	7	7	0

P1: Piezometer im Hangwasserbereich (Messstelle 1), P3: Piezometer auf der zentralen Moorfläche
(Messstelle 3), s_S : Standardabweichung, * weniger Messwerte als im Vorjahr

Die Untersuchungen zeigen deutliche Unterschiede der Wasserstände in Abhängigkeit vom
Hangwasserzufluss und Relief. Piezometer 1 im direkten Hangwasserzuflussbereich (Mess-
stelle 1) weist im Mittel gesättigte Wasserverhältnisse mit geringen Wasserstandsschwan-
kungen auf. Die Differenzen zwischen maximalem Wasserstand und Niedrigwasserstand
betragen 22 cm (2002) und 17 cm (2003). Die relativ hohe Wassersättigung und nur gering-
fügig absinkenden Wasserstände sind typisch für Gebirgshochmoore mit Gefälle (Uhlen
1972). Gemessene positive Wasserstände (cm über Flur) zeigen den Einfluss seitlich zulau-
fenden Hangwassers in die Piezometer.

Piezometer 3 (Messstelle 3), welches sich auf der zentralen Moorfläche befindet und durch
abnehmenden Hangwassereinfluss charakterisiert ist, zeigt in Abhängigkeit von den klimati-

schen Bedingungen ausgeprägtere Wasserstandsschwankungen. Die Differenzen zwischen maximalem und Niedrigwasserstand betragen 44 und 31 cm. Die Wasserstände sinken im Vergleich zum Piezometer 1 stärker ab. Die Ausgrenzung zweier hydrologisch unterschiedlicher Bereiche in Hangmooren wird ebenfalls in älteren Untersuchungen ostfinnischer Hangmoore von Havas (1961) angegeben. Differenziert wird in einen Bereich mit starken Wasserstandsschwankungen, der im Sommer deutlich absinkende Wasserstände bis unter die Torf-Mineralbodengrenze zeigt und in einen Bereich mit geringen Wasserstandsschwankungen.

Abfluss

Die in den hydrologischen Jahren gemessenen und auf das Mooreinzugsgebiet bezogenen Abflussmengen sind Tab. 13 zu entnehmen. Der zeitliche Verlauf des Abflusses ist aus den Anlagen 29 und 30 ersichtlich.

Tab. 13: Abfluss in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003

Hydrologische Jahre (1.11.-31.10.)	Q gesamt mm	Q Winter (November – April) mm	Q Sommer (Mai – Oktober) mm
2002	1676	849	827
2003	1218	878	340

Q: Abfluss

Im hydrologischen Jahr 2002 wurde insgesamt eine Abflussmenge von 1676 mm registriert, während bedingt durch die geringeren Niederschläge deutlich weniger Abfluss mit einer Menge von 1218 mm im hydrologischen Jahr 2003 erfasst wurde. Die saisonale Verteilung des Abflusses im hydrologischen Jahr 2002 ist in etwa ausgeglichen. Im hydrologischen Jahr 2003 wurden im Vergleich dazu 72 % des Gesamtabflusses hauptsächlich bedingt durch Schmelzwasserabflüsse im Winterhalbjahr ermittelt.

Die Abflusskennwerte in den hydrologischen Jahre 2002 und 2003 sind in Tab. 14 zusammengefasst.

Tab. 14: Abflusskennwerte der hydrologischen Jahre 2002 und 2003

	01.11.01 bis 31.10.02	01.11.02 bis 31.10.03
NNQ (l s⁻¹)	0,98	0
NNq (l s⁻¹ km⁻²)	7,57	0
Datum	19.01.02	06.08.03; 07.08.03; 22.09.03
MQ (l s⁻¹)	6,78	5,55
Mq (l s⁻¹ km⁻²)	52,17	42,7
HHQ (l s⁻¹)	57,86	46,08
HHq (l s⁻¹ km⁻²)	445	355
Datum	17.07.02	11.09.03

NNQ : niedrigster Niedrigwasserabfluss, MQ: mittlerer Abfluss, HHQ: höchster Hochwasserabfluss

Die mittleren Abflussspenden beider Jahre liegen bei 52 und 43 ($\text{l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$). Niedrigwasserabfluss trat im hydrologischen Jahr 2002 im Winter (19.01.02) bei gefrorener Moorfläche auf. Abflussspitzen mit Abflussspenden von maximal $445 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ waren verbunden mit dem extremen Niederschlagsereignis im Juli 2002. Hier war kurzzeitig die Kapazität beider Messwehre nicht ausreichend, so dass nicht die gesamte Abflussmenge erfasst werden konnte. Aufgrund des sehr trockenen und warmen Sommers 2003 versiegte der Moorabfluss in diesen Zeiten vollständig an mehreren Messterminen.

Hangneigung und ausgeprägte Erosionsrinnen des Ilsemoores beeinflussen deutlich das Abflussverhalten des Moores. Die Ergebnisse zeigen, dass Direktabfluss nicht erst bei voller Wassersättigung des Moores auftritt (Müller und Bauche 1998), sondern auch in Zeiten niedriger Wassersättigung kurzzeitige hohe Abflussspenden bei Extremereignissen, wie Schneeschmelze oder Starkniederschlag nachweisbar sind. Dieses Abflussverhalten ist typisch für Moore mit Gefälle und wird in der Literatur bestätigt (Göttlich 1990, Jeschke 2001). Aus Abb. 6 wird ersichtlich, dass bei einem Starkniederschlag von 40 mm h^{-1} im Juni 2003 bei geringer Wassersättigung bereits eine zeitliche Verzögerung von 2 Stunden einen signifikanten Zusammenhang ($r = 0,5$) zwischen Niederschlag und Abfluss zeigt, der mit zunehmender zeitlicher Verzögerung abnimmt.

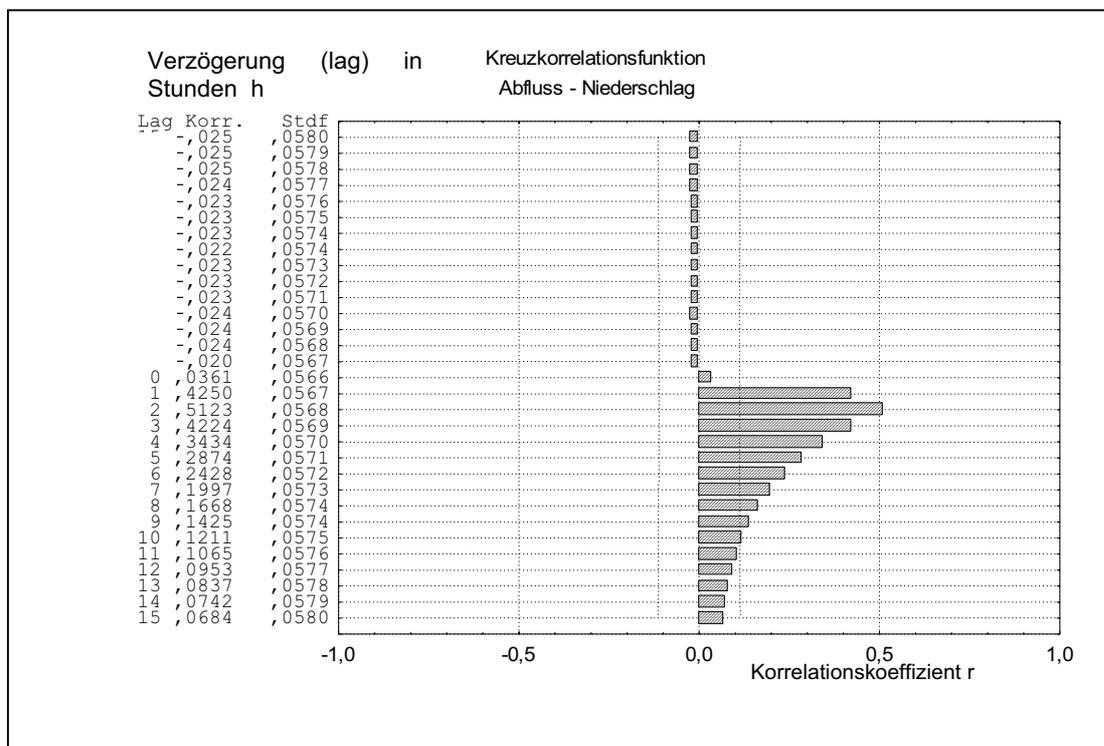


Abb. 6: Zeitliche Verzögerung des Abflusses nach Starkniederschlag

Untersuchungen von Havas (1961) bestätigen dieses besondere Abflussverhalten von Hangmooren. Auch hier wurde ein oberflächlicher Abfluss des Niederschlags beobachtet, obwohl der obere Torfhorizont nicht wassergesättigt war. Niederschlagsereignisse mit geringerer Intensität und höherer Wassersättigung des Moores zeigen bei vorliegenden Untersuchungen zeitliche Verzögerungen von 3 bis maximal 6 Stunden. Anhand der Ergebnisse zum Abflussverhalten des untersuchten Hangmoores wird deutlich, dass das obere Mooreinzugsgebiet als ein schneller Gebietswasserspeicher fungiert. Das Moor unterscheidet sich damit von Mooren, die kein Gefälle und geringe Erosionserscheinungen aufweisen. Nach Succow und Joosten (2001) wird aufgrund der hydraulischen Struktur des Akrotelms der Abfluss bei niedrigen Wasserständen gebremst, was anhand vorliegender Untersuchungen nicht bestätigt werden kann.

Infolge der durch die rasche oberflächliche Ableitung von Niederschlags- und Hangwasser bedingten kurzzeitig hohen Abflussspenden werden Erosionserscheinungen in Hangmooren gefördert (Jeschke 2001).

Die Wasserbewegung im untersuchten Moor ist bei geschlossener Schneedecke differenziert zum sonstigen Abfluss. Aufgrund der physikalischen Eigenschaften des Torfs besitzen Moore eine im Vergleich zu Mineralböden deutlich höhere Wärmekapazität, aber eine geringere Wärmeleitfähigkeit. Demzufolge erwärmt sich ein wassergesättigter Torf im Frühjahr sehr langsam (Göttlich 1990). Die langsame Erwärmung des Torfs ist die Ursache dafür, dass auf der Moorfläche die Schneedecke lange erhalten bleibt, während in angrenzenden Mineralböden bereits Auftauprozesse zu beobachten sind. Erosionsrinnen, die den Abfluss von Niederschlag und Hangwasser fördern, sind bei vorhandener geschlossener Schneedecke auf der Moorfläche von untergeordneter Bedeutung. Der Schmelzwasserabfluss aus dem Einzugsgebiet erfolgt entweder über die noch gefrorene Schneedecke hinweg oder über bereits durch Schmelzwasserflüsse ausgebildete Schmelzwasserrinnen. Flüssige Niederschläge, die auf die gefrorene Schneedecke des Moores gelangen, fließen sehr rasch ab, so dass eine geringe zeitliche Verzögerung zwischen Niederschlag und Abfluss beobachtet werden konnte. Da im Winter aufgrund der niedrigen Temperaturen keine kontinuierliche Aufzeichnung der Niederschlagsmengen erfolgte, kann dieser Zusammenhang nicht statistisch abgesichert werden.

5.2 Wasserbilanz

Aus den Abbildungen 7 und 8 sind die nach Antal (1968) berechneten monatlichen potentiellen Evapotranspirationen sowie die Monatsmittel der Lufttemperaturen und relativen Luftfeuchten (U in %) in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003 ersichtlich.

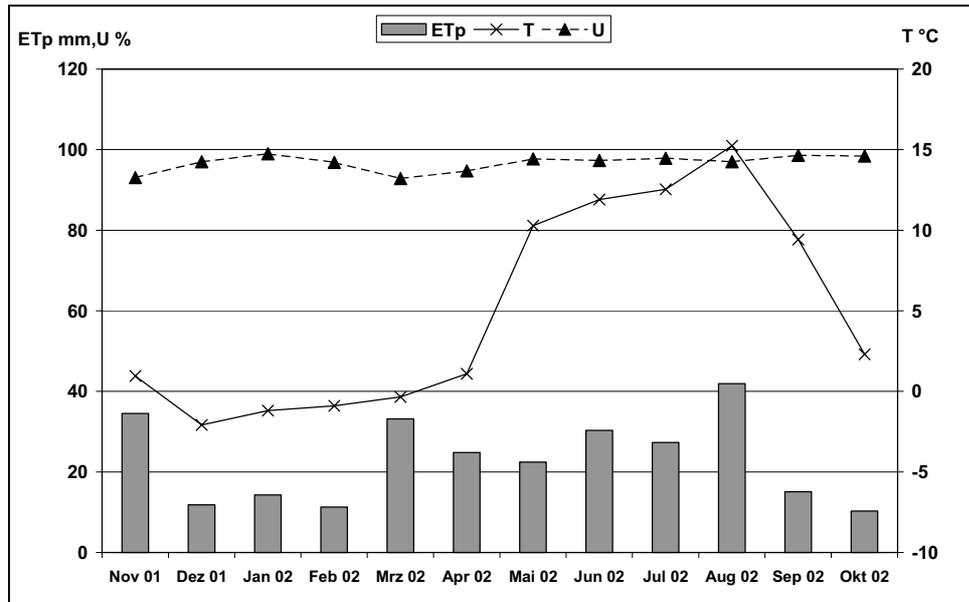


Abb. 7: Monatliche potentielle Evapotranspiration (Antal 1968), Monatsmittel der Lufttemperaturen und relative Luftfeuchten im hydrologischen Jahr 2002

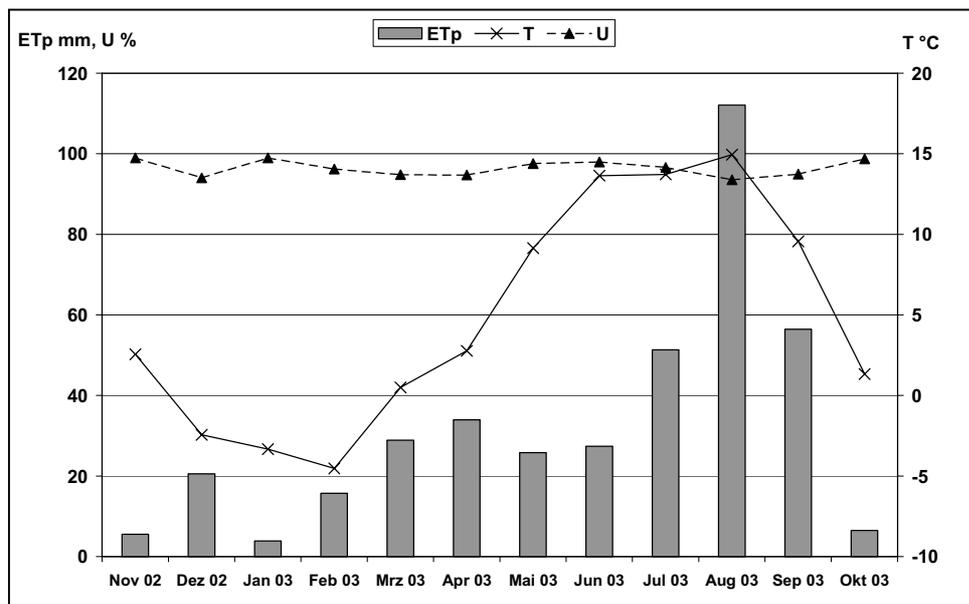


Abb. 8: Monatliche potentielle Evapotranspiration (Antal 1968), Monatsmittel der Lufttemperaturen und relative Luftfeuchten im hydrologischen Jahr 2003

Die Jahresdurchschnittstemperaturen beider Jahre sind mit 4,9 °C und 4,8 °C vergleichbar. Im Vergleich zum langjährigen Mittel (1951 – 1980) der Jahresdurchschnittstemperaturen des Brockens von 2,8 °C (Wegener und Kison 2002) handelt es sich um 2 relativ warme Jahre, wobei die geringere Höhenlage (843 bis 860 m ü. NN) des Untersuchungsstandortes

bei diesem Vergleich nicht außer Acht gelassen werden darf. Die relativen Luftfeuchten liegen im Jahresdurchschnitt bei 97 % (2002) und 96 % (2003) und sind im Vergleich zum langjährigen Mittel des Brockens von 88 % Luftfeuchte (Wegener und Kison 2002) als hoch einzuschätzen. Beide Jahre zeigen ausgeprägte Unterschiede im zeitlichen Verlauf der berechneten monatlichen ETp. Auffallend ist die im Vergleich zum Vorjahr deutlich höhere ETp in den Sommermonaten des hydrologischen Jahres 2003. Ein Maximum der potentiellen Evapotranspiration von 112 mm trat im August dieses Jahres auf und ist auf die in Verbindung mit einer hohen durchschnittlichen Lufttemperatur (~15 °C) stehende relative Luftfeuchte von durchschnittlich 94 % zurückzuführen. In Tabelle 15 sind die im Untersuchungszeitraum gemessenen und berechneten Größen des Wasserhaushaltes zusammengefasst.

Tab. 15: Wasserhaushaltsgrößen der hydrologischen Jahre 2002 und 2003

Wasserhaushaltsgrößen (mm)	Hydrologische Jahre	
	2002	2003
N_F^{1*}	2106	1373
N_B^1	1814	960
$I (N_F - N_B)$	292	413
$I (\% \text{ von } N_F)$	14	30
Q^1	1676	1218
$Q (\% \text{ von } N_F)$	80	89
ETp_{Antal}	277	388
$ETa_{\text{(Wald)}}$	473	509
$ETa (N_F - Q)$	430	155

N_F : Freiflächenniederschlag, N_B : Bestandesniederschlag, I : Interzeption, Q : Abfluss, Etp : potentielle Evapotranspiration, $ETa_{\text{(Wald)}}$: tatsächliche Evapotranspiration des Waldbestandes (= Interzeption + Transpiration, Kap. 4.1.3),
¹ Messgrößen,

* korrigiert nach Richter (1995)

Deutliche Unterschiede der Wasserhaushaltsgrößen beider Jahre sind ersichtlich. Im hydrologischen Jahr 2002 wurde eine Freiflächenniederschlagsmenge von 2106 mm und eine Bestandesniederschlagsmenge von 1814 mm erfasst. Die Interzeption des Fichtenbestandes hat demnach mit 292 mm einen Anteil von 14 % am Freiflächenniederschlag. Im hydrologischen Jahr 2003 wurden niedrigere Niederschlagsmengen von 1373 mm auf der Freifläche und 960 mm im Bestand ermittelt. Die im Vergleich zum Vorjahr deutlich höhere Interzeption von 413 mm ist auf die bereits erläuterten Unterschiede in der Niederschlagsintensität und Nebelhäufigkeit beider Jahre zurückzuführen (Kap. 5.1.1). Im hydrologischen Jahr 2002 fließen mit einer erfassten Abflussmenge von 1676 mm rund 80 % des Freiflächenniederschlags ab. Im hydrologischen Jahr 2003 wurden 1218 mm Abfluss registriert. Das entspricht

einem Anteil von rund 89 % des Freiflächenniederschlags. Im langjährigen Mittel (1961 bis 1990) werden für den Brocken Abflussmengen von durchschnittlich etwa 76 % des Niederschlags angegeben (Pfützner 2001). Untersuchungen des Roten Moores (Hochharz) von Müller und Bauche (1998) ergaben eine geringere Abflussmenge von insgesamt 65 % des Niederschlags. Göttlich (1990) gibt für Mittelgebirgsmoore Abflussmengen von 64 % des Niederschlags an. Die in vorliegenden Untersuchungen erfassten hohen Abflüsse des Mooreinzugsgebietes sind durch Relief (Gefälle) und vorhandene Erosionsrinnen bedingt (Kap. 5.1.2). Anhand des im Vergleich zum Vorjahr höheren Abflussanteils im hydrologischen Jahr 2003 wird ersichtlich, dass ein Teil des Wasserspeichers abgegeben wird. Hierauf deuten ebenfalls die im gleichen Zeitraum erfassten stark absinkenden Wasserstände hin (Kap. 5.1.2).

Für das hydrologische Jahr 2002 wurde eine potentielle Evapotranspiration von 277 mm berechnet. Im hydrologischen Jahr 2003 beträgt die berechnete ET_p 388 mm. Im langjährigen Mittel (1961 –1990) wird für den Brocken eine tatsächliche Evapotranspiration von 350 mm angegeben (Pfützner 2001). Die berechneten potentiellen Evapotranspirationen stehen unter Berücksichtigung klimatischer Schwankungen einzelner Jahre in relativ guter Übereinstimmung mit den langjährigen Werten des Untersuchungsgebietes. Aufgrund der hohen Wassersättigung im hydrologischen Jahr 2002 kann davon ausgegangen werden, dass die potentielle Evapotranspiration annähernd der tatsächlichen Evapotranspiration entspricht. Demgegenüber muss aufgrund auftretender niederschlagsarmer Perioden im hydrologischen Jahr 2003 die tatsächliche Evapotranspiration wahrscheinlich niedriger angesetzt werden. Eine Korrektur kann jedoch anhand vorliegender Daten nicht vorgenommen werden. Unter Berücksichtigung von gemessener Interzeption und kalkulierter Transpiration errechnen sich für den Fichtenbestand tatsächliche Evapotranspirationen von 473 mm (2002) und 509 mm (2003).

Die für die Wasserbilanz des Einzugsgebietes (0,13 km²) erforderlichen Wasserhaushaltsgrößen Gebietsniederschlag und Gebietsverdunstung ergeben sich unter Berücksichtigung der Flächenanteile von Wald (69 %) und Freiflächen (31 %) des Einzugsgebietes. Für das Mooreinzugsgebiet kann folgende vereinfachte Wasserbilanz aufgestellt werden (Gleichung 20):

$$N_G = Q + ET_{p(\text{Gebiet})} + S \quad (\text{Gl. 20})$$

Die hierfür erforderlichen Wasserhaushaltsgrößen sind in Tab. 16 aufgeführt.

Tab. 16: Gebietswasserbilanz

mm	Hydrologische Jahre	
	2002	2003
N_G	1904	1088
$ET_{p(\text{Gebiet})}$	412 (211)*	472 (187)*
Q	1676	1218
S	17	- 317

N_G : Gebietsniederschlag, S: Speicheränderung, $ET_{p(\text{Gebiet})}$: gewichtetes Mittel der $ET_{p(\text{Antal})}$ für Freiflächen (31 %) und $ET_{a(\text{Wald})}$ für Fichtenbestand (69 %), * $ET_{p(\text{Gebiet})}$ auf der Grundlage $ET_{a(\text{Wald})}$ abzüglich Interzeption

Für die Bilanz wurde zur Berechnung der $ET_{p(\text{Gebiet})}$ die $ET_{a(\text{Wald})}$ abzüglich der Interzeption verwendet, da die Interzeption bereits im Bestandesniederschlag berücksichtigt ist.

Die anhand vorliegender gemessener und berechneter Wasserhaushaltsgrößen geschätzte Gebietswasserbilanz des Mooreinzugsgebietes ergibt die Restgröße der Speicheränderung von 17 mm für das hydrologische Jahr 2002 und – 317 mm für das darauffolgende Jahr. Die deutlich negative Bilanz im hydrologischen Jahr 2003 ist auf die bereits genannte teilweise Abgabe des Wasserspeichers infolge der insbesondere durch Erosionsrinnen hervorgerufenen Entwässerungswirkung zurückzuführen. Im Zusammenhang damit stehen auch die in diesem Jahr trotz niederschlagsfreier Perioden permanent auftretenden Hangwasserzuflüsse (Kap. 5.1.2). Bei der Interpretation der vorgenommenen Gebietswasserbilanz darf nicht außer Acht gelassen werden, dass es sich bei der berechneten ET_p und ET_a nur um Schätzgrößen handelt, die mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Durch alleinige Gegenüberstellung von Freiflächenniederschlag und Abfluss ergeben sich tatsächliche Evapotranspirationen von 430 mm (2002) und 155 mm (2003; Tab. 15). Während die sich hieraus ergebende ET_a für das hydrologische Jahr 2002 relativ gut mit dem für den Fichtenbestand kalkulierten Verdunstungswert überein stimmt, wird die ET_a im hydrologischen Jahr 2003 stark unterschätzt. Dieses Defizit ist durch die fehlende Berücksichtigung des Wasserspeichers gegeben. Die Gebietswasserbilanz kann aufgrund der Kombination von Messgrößen und berechneten Größen nur als eine grobe Schätzung beurteilt werden.

5.3 Stickstoffflüsse

5.3.1 N-Eintrag

5.3.1.1 Freilanddeposition

5.3.1.1.1 Bulk-Deposition

Die im **Freiflächenniederschlag** ermittelten chemischen Parameter für das hydrologische Jahr 2002 sind aus Tab. 17 und Anlage 31 ersichtlich. Der durchschnittliche (Median) Ge-

samtstickstoffgehalt liegt bei $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ mit minimalen Gehalten von $0,5$ und maximalen Gehalten von 6 mg l^{-1} . Nitrat-N wurde mit durchschnittlich $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ und einer Spannweite von $2,4 \text{ mg l}^{-1}$ sowie Ammonium-N ebenfalls mit $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ und einer Spannweite von $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ im Freiflächenniederschlag nachgewiesen.

Tab. 17: Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags im hydrologischen Jahr 2002

	N_t mg l^{-1}	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg l^{-1}	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg l^{-1}	pH	LF $\mu\text{S cm}^{-1}$
n	46	46	46	46	46
Z	1,5	0,5	0,5	5,7	18,0
x_{Min}	0,5	0,1	0,0	4,4	4,4
x_{Max}	6,0	2,6	2,4	6,8	72,0
x_{0,25}	1,1	0,3	0,2	5,2	14,2
x_{0,75}	2,4	0,8	0,8	6,3	24,3

n : Stichprobenumfang, Z: Median, x_{Min} : Minimum, x_{Max} : Maximum, $x_{0,25}$: 25 %-Quantil, $x_{0,75}$: 75 %-Quantil

Im hydrologischen Jahr 2003 sind die N-Konzentrationen des Freiflächenniederschlags vergleichsweise höher (Tab. 18). In diesem Zeitraum wurden durchschnittliche Gehalte von $2,4 \text{ mg l}^{-1}$ N_t , $0,8 \text{ mg l}^{-1}$ $\text{NO}_3\text{-N}$ und $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ $\text{NH}_4\text{-N}$ gemessen.

Tab. 18: Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags im hydrologischen Jahr 2003

	N_t mg l^{-1}	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg l^{-1}	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg l^{-1}	pH	LF $\mu\text{S cm}^{-1}$
n	32	32	32	32	32
Z	2,4	0,7	0,8	5,6	20,0
x_{Min}	0,5	0,1	0,1	3,5	7,3
x_{Max}	7,1	2,4	2,4	6,3	73,0
x_{0,25}	1,8	0,4	0,5	4,8	17,0
x_{0,75}	3,2	1,2	1,1	6,0	34,4

n : Stichprobenumfang, Z: Median, x_{Min} : Minimum, x_{Max} : Maximum, $x_{0,25}$: 25 %-Quantil, $x_{0,75}$: 75 %-Quantil

Zwischen den N_t -, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen und der Niederschlagsmenge besteht ein schwacher nichtlinearer Zusammenhang (Tab. 19, Abb. 9). Die höchsten N_t -Konzentrationen sind bei niedrigen Niederschlagsmengen nachweisbar. Mit steigenden Niederschlagsmengen sinken die Gesamtstickstoffkonzentrationen und bewegen sich ab ca. 30 l m^{-2} Niederschlag auf einem etwa konstanten Niveau. Dieser Zusammenhang besteht ebenfalls bei den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalten. Hier nehmen die Konzentrationen jedoch mit zunehmenden Niederschlägen langsamer ab. Erst bei einer Niederschlagsmenge von $\sim 80 \text{ l m}^{-2}$ sind kaum noch Veränderungen der Gehalte feststellbar. Die Nitrat-N-Konzentrationen sinken rapide mit steigenden Niederschlägen. Hier stellen sich bereits ab ca. 10 l m^{-2} nahezu konstante Werte

ein. Die rasche Abnahme der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte mit zunehmenden Niederschlägen deutet darauf hin, dass Nitrat eher als Ammonium nass deponiert wird.

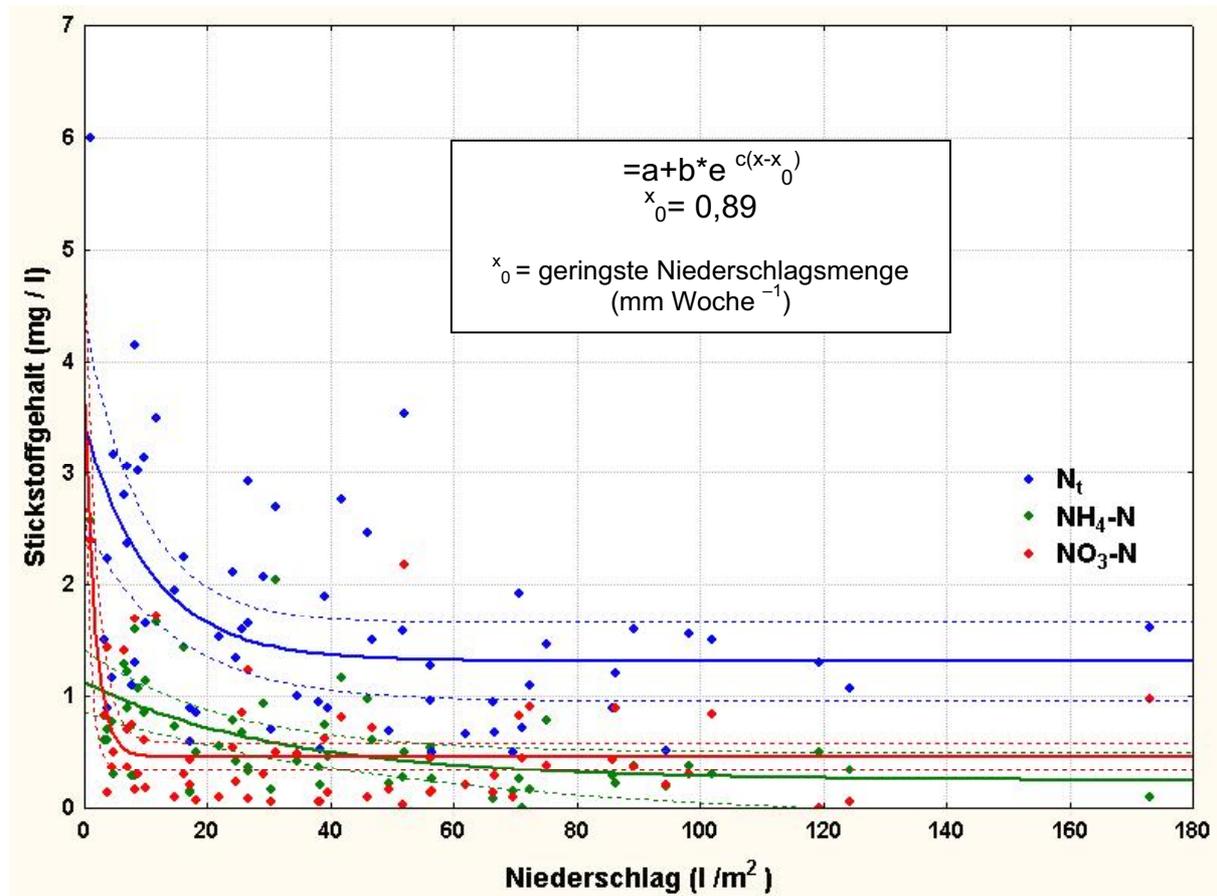


Abb. 9: Konzentrationen der N-Verbindungen im Freilächenniederschlag und Niederschlagsmengen

Tab. 19: Ergebnisse der nichtlinearen Regressionsschätzung

Parameter	n	p	r ²	a	b	c
$\text{N}_t - \text{N}_F$	78	0,05	0,25	1,3	1,95	- 0,09
$\text{NO}_3\text{-N} - \text{N}_F$	78	0,05	0,23	0,46	1,87	- 0,59
$\text{NH}_4\text{-N} - \text{N}_F$	78	0,05	0,27	0,24	0,86	- 0,03

N_F : Freilächenniederschlag

Die Ergebnisse zeigen einen bemerkenswert hohen organischen N-Anteil im Freilächenniederschlag von 33 % (2002) und 38 % (2003). Vergleichbar hohe Gehalte in Größenordnungen von 20 bis 70 % werden in der Literatur angegeben (Timperley et al. 1985, Cornell et al. 1995, Seitzinger u. Sanders 1999, Cape et al. 2001). So wurden zum Beispiel an 7 Standorten Großbritanniens organische N-Verbindungen mit Gehalten von über 20 % und einer großen standortabhängigen und jahreszeitlichen Variabilität (max. 37 %) im Niederschlag

ermittelt (Cape et al. 2001). Als Bestandteile der organischen N-Deposition werden > 50 % Amide (Aminosäuren und Polypeptide), 5 bis 10 % Harnstoff, ~ 5 % Amine und ~ 1 % polycyclische, heterocyclische aromatische Komponenten sowie Peroxyacrylnitrate aufgeführt (Cape et al. 2001). Die Erfassung der N-Deposition sollte aufgrund dessen neben den anorganischen N-Komponenten ebenfalls die organischen N-Bestandteile berücksichtigen, da andernfalls die Deposition deutlich unterschätzt werden kann. In den meisten Depositionsmessungen werden jedoch häufig die ermittelten anorganischen N-Verbindungen (NO_3^- und $\text{NH}_4\text{-N}$) dem Gesamtstickstoffgehalt gleichgesetzt.

Anlage 32 zeigt chemische Parameter des Niederschlags unterschiedlicher Standorte Deutschlands. Die im Freilächenniederschlag für den Untersuchungszeitraum 2002 gemessenen NH_4^- und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen sind für den Untersuchungszeitraum 2002 vergleichbar mit den Konzentrationen des Osterzgebirges und für das hydrologische Jahr 2003 etwas höher als diese. Die Niederschlagschemie des Erzgebirges wird beeinflusst durch das östlich unmittelbar angrenzende Gebiet Tschechiens. Das in der Vergangenheit und heute noch aufgrund der Betreibung von Braunkohlekraftwerken durch hohe Luftverschmutzungen geprägte Gebiet trägt in dieser Region hauptsächlich zum Stoffeintrag bei (Zimmermann et al. 2003). Ebenso befindet sich das Fichtelgebirge nahe der tschechischen Grenze. Hier sind jedoch die Hauptwindrichtungen Westen und Südwesten vorherrschend. Winde aus südöstlicher Richtung sind selten, so dass der Einfluss von Emissionen aus der stark belasteten Region Tschechiens geringer ist (Thalmann et al. 2002). Darauf ist vermutlich auch die im Vergleich zum Erzgebirge geringere Acidität des Niederschlags zurückzuführen.

Die N-Einträge im Brockengebiet werden durch Luftmassenferntransporte bedingt. Der Brocken ist der windreichste Berg Deutschlands mit maximalen Windgeschwindigkeiten von bis zu 273 km h^{-1} (Wegener und Kison 2002). NO_x -Verbindungen können durch Reaktion zu Persalpetersäure bzw. Peroxyacrylnitrate (PAN) über weite Entfernungen transportiert werden (Lammel 1993). Ebenso kann NH_4^+ im Niederschlag aus relativ weit entfernten Quellen stammen (Asmann 1993). Während reines NH_3 aufgrund einer geringen Verweildauer in der Atmosphäre meist in unmittelbarer Nähe der Emissionsquelle deponiert wird, kann infolge von Reaktionen des NH_3 mit Säuren (z. B. H_2SO_4 , HNO_3) ein Ferntransport der feinen Aerosolpartikel erfolgen (Hildemann et al. 1984, Lindberg et al. 1986, Asmann u. Jaarsveld 1990). Anhand der im Niederschlag nachgewiesenen NO_3/NH_4 -Verhältnisse von 1:1 beziehungsweise 0,9:1 wird ersichtlich, dass beide Verbindungen zu etwa gleichen Anteilen vorhanden sind und demnach lokale Quellen von NH_3 weitestgehend ausgeschlossen werden können. Demgegenüber zeigen zum Beispiel Ergebnisse der Messstation Seehausen bei Leipzig, die

sich in einem stark agrarisch genutzten Raum befindet, vergleichsweise hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteile ($\text{NO}_3/\text{NH}_4 = 0,8:1$), die auf lokale Emissionsquellen hindeuten.

Die chemische Zusammensetzung des Niederschlags im Hochharz wird sehr stark durch die Eigenschaften der transportierten Luftmassen beeinflusst. Hierbei ist die Herkunft der Luftmassen entscheidend (Acker et al. 1995/1998, Möller et al. 1996). Während die aus den Hauptwindrichtungen Westen und Südwesten stammenden Luftmassen eine mäßige bis schwache Verschmutzung aufweisen, sind Luftmassen aus dem östlichen und südöstlichen, an Deutschland angrenzenden und industriell geprägten Raum Mitteleuropas (z. B. Tschechien) stark verschmutzt (Acker et al. 1995/1998, Möller et al. 1996). Somit unterliegt die Niederschlagschemie des Brockens in Abhängigkeit von den auftretenden Windrichtungen einer hohen zeitlichen Variabilität, die aufgrund des insgesamt relativ kurzen Untersuchungszeitraumes anhand vorliegender Messergebnisse nicht bestätigt werden konnte.

Während die SO_2 -Emissionen in Deutschland seit 1989 um 60 % reduziert wurden (Entschwefelungsmaßnahmen, Einschränkung industrieller Aktivitäten in neuen Bundesländern), verminderten sich die NO -Emissionen insgesamt nur um 30 %. Ursache hierfür ist eine deutliche Zunahme des Autoverkehrs seit 1989, welche die infolge eingeschränkter industrieller Aktivitäten abnehmenden NO -Emissionen kompensiert (Acker et al. 1998). Die Veränderungen der Emissionen in Deutschland spiegeln sich in der Niederschlagschemie wieder. Trotz Rückgang der SO_2 -Emissionen in Ostdeutschland wurde im Zeitraum 1992 bis 1994 ein Anstieg der Wolkenwasseracidität aufgrund einer stärkeren Abnahme alkalischer Flugstäube und der damit verbundenen verminderten Pufferkapazität festgestellt (Brügge-
mann u. Rolle 1995; Marquardt 1996, Möller et al. 1996). Seit 1995 sinkt die Wolkenwasseracidität zunehmend ab (Acker et al. 1998). Vorliegende Untersuchungen bestätigen diese Tendenz. Die im Niederschlag nachgewiesenen pH-Werte liegen im Mittel bei 5,6 bis 5,7. Im Vergleich dazu sind die für das Osterzgebirge im Niederschlag angegebenen pH-Werte von im Mittel 4,6 deutlich niedriger, wobei hierbei der Einfluss von SO_2 -Emissionen aus dem noch stark industriell genutzten Raum Tschechiens eine Rolle spielt (Zimmermann et al. 2003).

Die sich durch Verknüpfung der N-Konzentrationen im Niederschlag mit den jeweiligen Niederschlagsmengen ergebenden ***N-Depositionsraten*** des Untersuchungsgebietes für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 sind in Abb. 10 dargestellt. Die prozentuale Zusammensetzung der N-Deposition ist aus Tab. 20 ersichtlich.

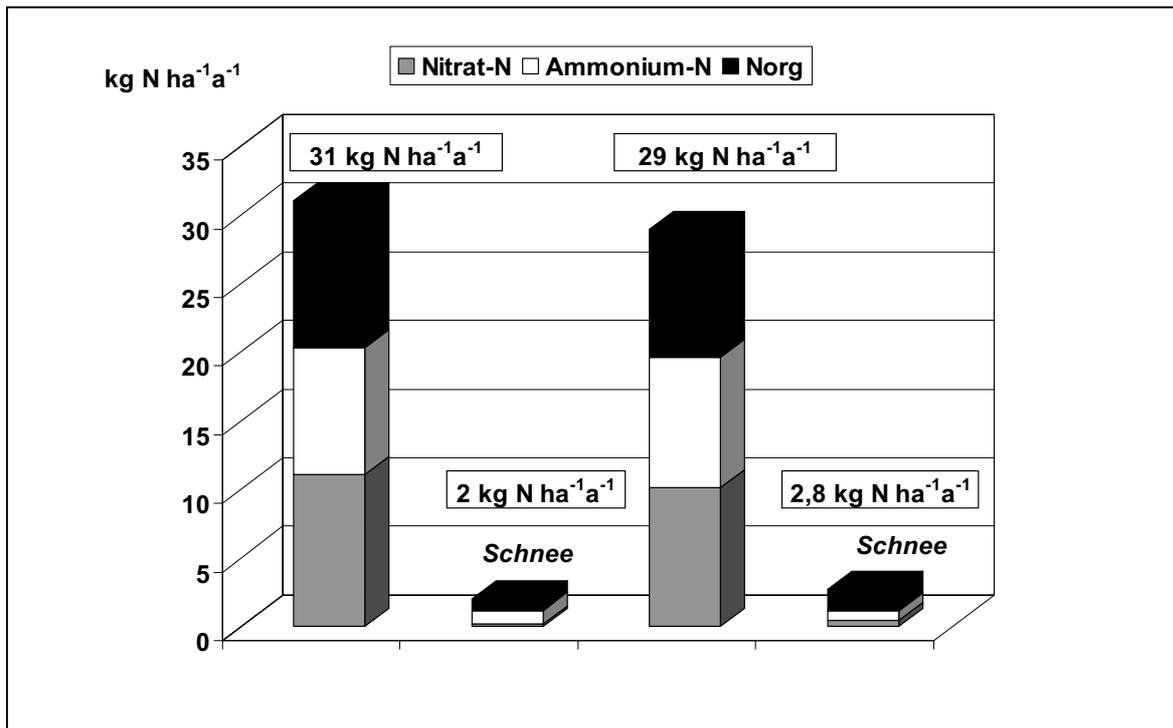


Abb. 10: N-Depositionsraten im Freilächenniederschlag für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003

Für das hydrologische Jahr 2002 ergibt sich ein N-Eintrag von insgesamt $31 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Hiervon werden etwa $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch Schnee eingetragen. Die N-Deposition setzt sich aus 30 % $\text{NH}_4\text{-N}$, 36 % $\text{NO}_3\text{-N}$ und 34 % organischem Stickstoff zusammen. Die N-Depositionsrates für das niederschlagsärmere hydrologische Jahr 2003 ist mit $29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ etwas geringer. Der N-Eintrag über festen Niederschlag (Schnee) liegt bei rund $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und ist somit im Vergleich zum Vorjahr höher. Die Zusammensetzung der N-Deposition beider Jahre ist in etwa vergleichbar. Unterschiede zeigen sich bei der Zusammensetzung von flüssigem und festen Niederschlag. Die Schneedeposition hat einen im Vergleich zum Nitrat- deutlich höheren Ammonium-N-Gehalt, was darauf hindeutet, dass aufgrund einer geringeren Sauerstoffverfügbarkeit im Schnee $\text{NH}_4\text{-N}$ die stabilere N-Form ist. Das wird vor allem anhand der Ergebnisse für 2002 deutlich. Bemerkenswert ist der im Vergleich zum flüssigen Niederschlag deutlich höhere organische N-Anteil von 40 % (2002) und sogar 58 % (2003).

Tab. 20: Prozentuale Zusammensetzung der N-Deposition

Hydrologische Jahre	NH ₄ -N %	NO ₃ -N %	N _{org} %
2002			
<i>Regen</i>	30	36	34
<i>Schnee</i>	50	10	40
2003			
<i>Regen</i>	33	35	32
<i>Schnee</i>	24	18	58

Für den Zeitraum des ITNI-Versuches (05.07.01 – 23.10.02), der im Wesentlichen das hydrologische Jahr 2002 einschließt, ergibt sich eine N-Depositionsrates von 27 kg N ha⁻¹a⁻¹.

Ein Vergleich der in der Literatur angegebenen N-Depositionsrates verschiedener Standorte Deutschlands zeigt, dass der für den Untersuchungsstandort ermittelte N-Eintrag als hoch einzuschätzen ist (Anlage 33). Sowohl das obere Erzgebirge als auch der Hochharz zeichnen sich gegenüber anderen europäischen Mittelgebirgen durch überdurchschnittlich hohe Luftschadstoffeinträge aus, da beide Regionen als große Stau- und Auftriebsgebiete wirksam sind. Während der Hochharz frei in der Westwindzone liegt, erhält das Erzgebirge aufgrund seiner unmittelbaren Nähe zur tschechischen Grenze zusätzliche Stoffbelastungen aus den Industriegebieten des böhmischen Beckens, so dass dieses Gebiet zu den am meisten verschmutzten Waldgebieten Zentraleuropas zählt (Stöcker 1992, Lange et al. 2003). Die im Vergleich zum Erzgebirge erstaunlicherweise höheren N-Einträge im Hochharz sind vermutlich auf die hohen Niederschläge des Gebietes zurückzuführen. Ebenfalls Müller und Bauche (1998) wiesen für das Rote Moor im Hochharz verhältnismäßig hohe Nitrat- und Ammonium-N-Depositionen aus. Der größte Teil der in der Literatur dargestellten Gesamt-N-Depositionsrates bezieht sich auf die Summe von Nitrat- und Ammonium-N, so dass keine direkte Vergleichsmöglichkeit zu vorliegenden Ergebnissen gegeben ist. Depositionsmessungen am Standort Bad Lauchstädt (Russow und Weigel 2000) bestätigen den in vorliegenden Untersuchungen ermittelten hohen organischen N-Anteil. Während sich als Summe aus NO₃- und NH₄-N für diesen Standort ein N-Eintrag von nur insgesamt 11 kg N ha⁻¹a⁻¹ ergibt, führt die Berücksichtigung des organischen N zu einer N-Depositionsrates von 36 kg N ha⁻¹a⁻¹. Demgegenüber zeigen Untersuchungen von Müller und Bauche (1998) einen sehr geringen organischen N-Gehalt.

Der Vergleich der in eigenen Untersuchungen erfassten N-Deposition im Ilsemoor und auf der Brockenkuppe zeigt höhere atmosphärische N-Einträge auf der Brockenkuppe (Anlage 33). Ursache dafür ist, dass sich das Ilsemoor im Windschatten der Brockenkuppe befindet und hierdurch bedingt niedrigere Niederschlagsmengen und geringere N-Konzentrationen im Niederschlag vorhanden sind (Anlage 32).

5.3.1.1.2 Gesamtdeposition (ITNI)

Für den Zeitraum des ITNI-Versuches (05.07.01 bis 23.10.02) wurde insgesamt eine Niederschlagsmenge von 2601 mm registriert, hiervon waren 200 mm Schnee. Der mit dem ITNI-Messsystem ermittelte atmogene Netto-N-Eintrag und die pro Gefäß geernteten Trockenmassen der Pflanzen sind aus Tab. 21 ersichtlich.

Tab. 21: Ergebnisse des ITNI-Versuches

Gefäß	TM g	N-Menge mg	AN _{netto} mg	AN _{netto} Pflanzen (%)	AN _{netto} mg Gef. ⁻¹ d ⁻¹	AN _{netto} g ha ⁻¹ d ⁻¹	AN _{netto} kg ha ⁻¹ a ⁻¹
1	8,57	373,1	167,2	11,4	0,4	92,6	33,8
2	4,21	294,0	124,6	9,3	0,3	69,0	25,2
3	4,33	368,6	146,3	10,2	0,3	81,0	29,6

TM: Trockenmassen, AN: Atmogener Stickstoffeintrag

Da sich in einem der Pflanzgefäße (Nr. 4) ein sehr geringer und somit zu vernachlässigender Pflanzenbestand gebildet hat, wurden nur die übrigen 3 Gefäße in die Auswertung einbezogen. Deutlich wird, dass insgesamt nur eine sehr geringe Biomasse aufgrund der Schwierigkeiten in der Anzucht und im Wachstum der Pflanzen infolge extremer Witterungsbedingungen erreicht wurde. Die höchste Trockenmasse hatte Gefäß 1 mit ~ 9 g TM. Die in den Gefäßen gemessenen Stickstoffgehalte schwanken zwischen 294 (Gefäß 2) bis 373 g (Gefäß 1). Der hieraus berechnete Netto-N-Eintrag pro Gefäß und Tag beträgt 0,4 bzw. 0,3 mg. Die Hochrechnung des eingetragenen atmogenen Stickstoffs vom Gefäß auf die Fläche eines Hektars erfolgte über die Gefäßfläche von 0,038 m². Für den Zeitraum eines Jahres ergeben sich Depositionsraten von ~ 34 , 25 und 30 kg N ha⁻¹. Hieraus berechnet sich ein Durchschnittswert (arithmetisches Mittel) von ~ 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die Variabilität zwischen den parallel angesetzten Gefäßen liegt bei 12 bis 25 % und ist vergleichbar mit Ergebnissen von Russow und Weigel (2000). Ein Zusammenhang zwischen der Höhe des atmogenen N-Eintrages und der Biomasseproduktion wird deutlich. Mit steigender Biomasse erhöht sich der Anteil der Pflanzen am Nettoeintrag. So hat Gefäß 1 mit ~ 11 % den höchsten Einfluss der Pflanzen an der Gesamtdeposition. Während Mehlert (1996) in ihren Untersuchungen nachwies, dass eine geringere Trockenmasseproduktion nicht unbedingt eine verminderte N-Aufnahme der Pflanzen aus der Atmosphäre zur Folge hat, zeigten Russow und Weigel (2000) sowie Böhme et al. (2003) einen positiven Zusammenhang zwischen produzierter Biomasse und N-Aufnahme der Pflanzen. Pflanzen mit besserer N-Versorgung oder mehr Biomasse bildende Pflanzen (z. B. Mais) weisen eine proportional höhere direkte N-Aufnahme auf (Russow und Weigel 2000). Durchgeführte Gefäßversuche mit *Lolium perenne* unter Anwendung von 3 unterschiedlichen Düngestufen ergaben eine positive lineare Korrelation zwischen oberirdischer pflanzlicher Trockenmasse und atmosphärischem

N-Eintrag in ein Boden-Pflanzen-System. Demzufolge führt eine bessere N-Versorgung der Pflanzen auch zu einer Erhöhung des atmosphärischen N-Eintrages (Böhme et al. 2003). Neben der Biomasseproduktion und Ernährung der Pflanzen sind zudem Pflanzenart, Pflanzenphysiologie und Stoffwechsel der Pflanzen entscheidende Faktoren, welche die N-Aufnahme der Pflanzen aus der Atmosphäre beeinflussen können (Merbach und Körschens 2002, Böhme et al. 2003).

Die anhand vorliegender Ergebnisse ebenfalls beobachtete Abhängigkeit des atmogenen N-Eintrags von der Biomasseproduktion lässt vermuten, dass eine bessere Entwicklung der Pflanzen auch zu einer erhöhten N-Aufnahme und somit zu höheren Netto-N-Einträgen in das System geführt hätte. Weitere Untersuchungen sind jedoch erforderlich, um diesbezüglich gesicherte Aussagen zu treffen.

Die Verteilung des atmogenen Stickstoffs im System ist aus Abb. 11 ersichtlich.

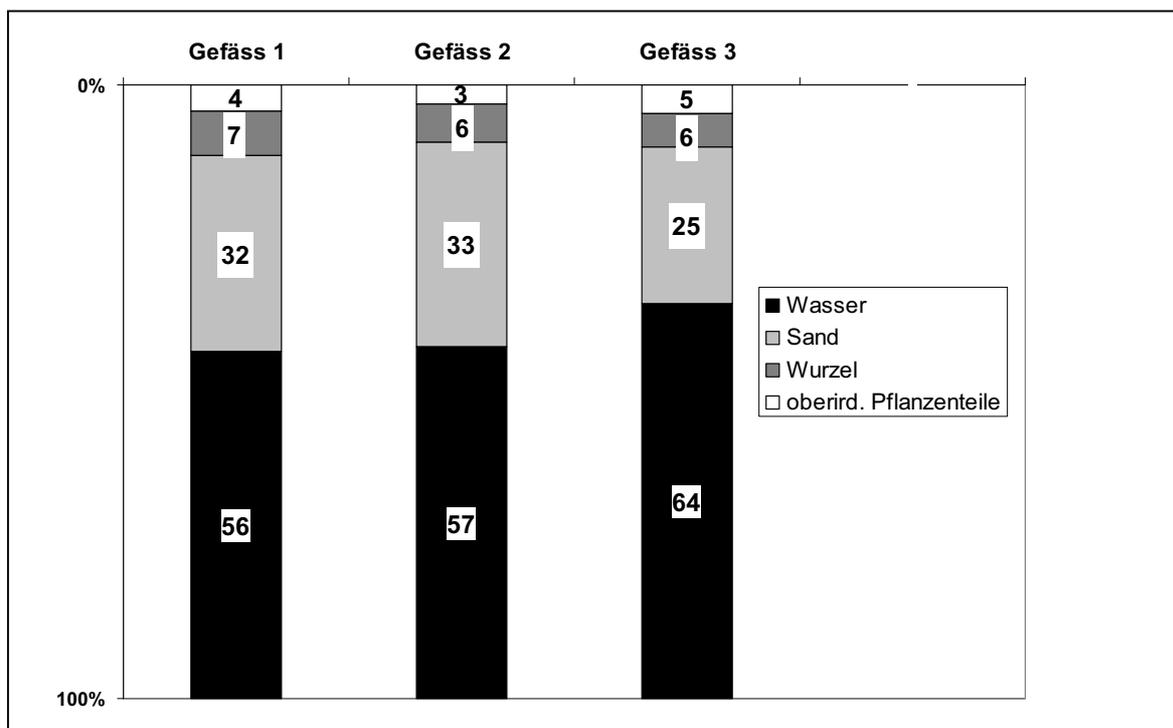


Abb. 11: Verteilung des atmogenen Stickstoffs im System

Deutlich wird, dass der Haupteintragspfad für atmogenen Stickstoff über das Substrat (Wasser und Sand) verläuft, was ebenfalls in den Untersuchungen von Mehler (1996) sowie Russow und Weigel (2000) nachgewiesen wurde. Den größten Anteil am atmogenen N-Eintrag hat der Eintragspfad Wasser, das heißt die nasse Deposition. Der Anteil des atmogenen Pflanzenstickstoffs liegt bei 9 bis maximal 11 %. Der bisherige Einsatz des Messsystems in Agrarökosystemen zeigte einen deutlich höheren Pflanzeneinfluss auf die Netto-

N-Deposition von $\sim 30\%$ (Mehlert 1996, Russow und Weigel 2000), wobei oberirdische Pflanzenteile hierbei die größte Bedeutung hatten. In vorliegenden Untersuchungen zeigen Pflanzenwurzeln einen höheren Einfluss auf den N-Eintrag als oberirdische Pflanzenorgane. Die unter Anwendung beider Methoden berechneten N-Depositionsraten unterscheiden sich nur geringfügig. Mit der Bulk-Deposition ($27 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) werden etwa 90 % der unter Anwendung des ITNI-Messsystems ermittelten Gesamt-N-Deposition von $30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ erfasst. Ursache für den geringen Unterschied zwischen beiden Messmethoden ist die niedrige Biomasseproduktion und die somit minimale Bedeutung der Pflanzen hinsichtlich der N-Aufnahme. Das System ist demzufolge einem Passivsammler gleichzusetzen. Die bisherige Anwendung des ITNI-Versuches unter Einsatz von Kulturpflanzen zeigte deutlich größere Unterschiede zur Bulk-Deposition. Mittels Bulk-Deposition wurden nur etwa 55 bis 60 % des gesamten N-Eintrags erfasst (Mehlert 1996, Russow und Weigel 2000, Böhme und Russow 2002). Die sich ergebende Differenz wird neben der direkten N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenorgane auch auf gasförmige N-Einträge zurückgeführt (Weigel et al. 2000). Mehlert (1996) wies einen Anteil von 27 % der direkten N-Aufnahme über Pflanzen am gesamten N-Eintrag nach. In Tab. 22 sind die mittels ITNI ermittelten N-Depositionsraten an 4 verschiedenen Standorten Sachsen-Anhalts für den Zeitraum 1999/2000 zusammengestellt.

Tab. 22: N-Depositionsraten an 4 verschiedenen Standorten Sachsen-Anhalts für den Zeitraum Mai 1999 – April 2000 (aus: Böhme 2002)

Standort	N-Deposition $\text{kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$
Bad Lauchstädt	50,4
Etzdorf	74,3
Siptenfelde	57,6
Falkenberg	58,7

Die erfassten N-Einträge liegen deutlich über der für Deutschland kalkulierten durchschnittlichen N-Depositionsrate von 20 bis $30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, welche sich ausschließlich auf die Nitrat- und Ammonium-N-Deposition (Bulk) stützt (Weigel et al. 2000). Die Messergebnisse des Standortes Bad Lauchstädt stimmen sehr gut mit Ergebnissen des N-Entzuges im statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt überein. Langjährige Messreihen ermöglichen die Abschätzung der N-Deposition unter der Annahme, dass die N_t -Gehalte des Bodens der Nullparzellen seit Jahrzehnten im Gleichgewicht sind (Körschens et al. 1994, Körschens et al. 1998) und somit keine N-Nachlieferung im Boden auftritt. Hierbei entspricht der N-Entzug der Kulturpflanzen auf den Nullparzellen direkt dem atmosphärischen N-Eintrag (Merbach und Körschens 2002). Für den Zeitraum von 1978 bis 1996 wird ein durchschnittlicher N-Entzug der

Pflanzen von $56,1 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ auf den Nullparzellen angegeben (Russow und Weigel 2000). Die bisherigen Ergebnisse des ITNI-Messsystems und des statischen Düngeversuches zeigen, dass eine alleinige Bestimmung der Bulk-Deposition den tatsächlichen N-Eintrag deutlich unterschätzt. Der Einfluss der Pflanzen auf den N-Eintrag darf demzufolge nicht außer Acht gelassen werden (Böhme et al. 2003). Das ITNI-Messsystem ist aufgrund der gleichzeitigen Berücksichtigung von nasser und gasförmiger N-Deposition sowie der N-Aufnahme von Pflanzen geeignet, die Gesamtdeposition von Stickstoff in ein Boden-Pflanzen-System zu erfassen. Es sind jedoch auch Schwachstellen des Systems anzumerken. So wird zum Beispiel der N-Eintrag von der kleinen Gefäßfläche ($0,038 \text{ m}^2$) auf die Fläche eines Hektars hochgerechnet und damit der Einfluss unterschiedlicher Pflanzenarten und Blattflächenindices nicht berücksichtigt.

Die Frage, ob der in vorliegenden Untersuchungen mittels ITNI erfasste, nur wenig von der Bulk-Deposition abweichende N-Eintrag, ausschließlich auf die gering ausgebildete Biomasse der Pflanzen zurückzuführen ist, kann anhand des kurzen Untersuchungszeitraumes nicht eindeutig beantwortet werden. Ebenso kann die direkte N-Aufnahme von oberirdischen Pflanzenorganen bei der eingesetzten Vegetation generell von untergeordneter Bedeutung sein. Weitere Messserien sind erforderlich, um den Einfluss der am Untersuchungsstandort vorkommenden Vegetation auf die N-Deposition zu prüfen. Sinnvoll wäre hierbei auch der Einsatz moortypischer Vegetation, zum Beispiel der Torfmoose (*Sphagnen*).

5.3.1.2 Bestandesdeposition

Die im **Bestandesniederschlag** ermittelten chemischen Parameter der hydrologischen Jahre 2002 und 2003 sind in den Tab. 23 und 24 und Anlagen 34 und 35 zusammengefasst. Im Stammablauf wurden im hydrologischen Jahr 2002 im Mittel (Median) $3,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}_t$, $0,7 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ und $1,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ nachgewiesen.

Der Kronendurchlauf zeigt ähnliche mittlere Gehalte von $3,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}_t$, $0,9 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ und $1,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$. Analog zum Freiflächenniederschlag sind die N-Konzentrationen im hydrologischen Jahr 2003 aufgrund der geringeren Niederschlagsmenge deutlich höher als im Vorjahr. In diesem Zeitraum wurden im Stammablauf durchschnittliche Konzentrationen von $5,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}_t$, $2 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ und $3,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ ermittelt. Die mittleren N-Gehalte des Kronendurchlaufs liegen in ähnlichen Größenordnungen von $5,8 \text{ mg l}^{-1}$ Gesamt-N, 2 mg l^{-1} Ammonium- und $2,6 \text{ mg l}^{-1}$ Nitrat-N. Die N-Konzentrationen des Bestandesniederschlags weisen eine sehr hohe Streuung auf. Vor allem im Stammablauf sind extreme Spannweiten der N-Gehalte bis zu 21 mg l^{-1} zu verzeichnen.

Tab. 23: Chemische Parameter des Bestandesniederschlags im hydrologischen Jahr 2002

		N_t mg l⁻¹	NH₄-N mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹	pH	LF μS cm⁻¹
N_s	n	41	41	41	41	41
N_k	n	45	45	45	45	45
N_s	Z	3,2	0,7	1,5	4,8	42,0
N_k	Z	3,1	0,9	1,3	4,8	37,4
N_s	x_{Min}	0,9	0,1	0,2	3,9	11,0
N_k	x_{Min}	0,9	0,1	0,0	4,0	6,4
N_s	x_{Max}	14,1	8,8	5,4	6,9	162,2
N_k	x_{Max}	10,0	4,1	5,8	6,4	129,3
N_s	x_{0.25}	2,5	0,6	0,6	4,4	30,0
N_k	x_{0.25}	2,2	0,5	0,6	4,5	26,8
N_s	x_{0.75}	4,3	1,2	2,5	5,0	68,0
N_k	x_{0.75}	4,7	1,3	2,3	5,1	60,4

N_s: Stammablauf, N_k: Kronendurchlauf

Tab. 24: Chemische Parameter des Bestandesniederschlags im hydrologischen Jahr 2003

		N_t mg l⁻¹	NH₄-N mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹	pH	LF μS cm⁻¹
N_s	n	26	26	26	26	26
N_k	n	28	28	28	28	28
N_s	Z	5,4	2,0	3,1	4,8	42,0
N_k	Z	5,8	2,0	2,6	4,6	58,2
N_s	x_{Min}	1,5	0,3	0,5	3,9	11,0
N_k	x_{Min}	1,5	0,3	0,0	3,4	23,0
N_s	x_{Max}	22,2	9,7	12,5	6,9	162,2
N_k	x_{Max}	19,1	7,4	10,8	5,7	170,4
N_s	x_{0.25}	3,6	0,8	2,4	4,4	29,6
N_k	x_{0.25}	2,9	1,1	1,6	4,2	41,0
N_s	x_{0.75}	7,8	3,1	4,2	5,0	68,0
N_k	x_{0.75}	7,8	3,1	3,9	4,9	86,1

Die Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Bestandesniederschlags stimmen unter Berücksichtigung der ausgeprägten Streuung der Werte gut mit Untersuchungen von Hauck et al. (2002) in einem Fichtenbestand im Hochharz in 1000 m ü. NN überein. Hier werden durchschnittliche NO₃-N-Gehalte von 0,6 mg l⁻¹ (Kronendurchlauf) und 1,5 mg l⁻¹ (Stammablauf) sowie mittlere NH₄-N-Konzentrationen von 0,4 mg l⁻¹ im Kronendurchlauf und 1,9 mg l⁻¹ im Stammablauf angegeben. Im Unterschied zu den eigenen Untersuchungen weisen Hauck et al. (2002) jedoch größere Differenzen zwischen den N-Konzentrationen in Stammablauf und Kronendurchlauf aus.

Die in vorliegenden Messungen erfassten N-Gehalte des Bestandesniederschlags unterscheiden sich deutlich von den Konzentrationen des Freiflächenniederschlags. Sie sind um das Doppelte beziehungsweise fast Vierfache höher (Tab. 25). Diese Unterschiede sind auf die Interzeption von Wolkenwasser und Nebeltropfen durch Nadeloberflächen des Fichtenbestandes zurückzuführen.

Tab. 25: Vergleich der N-Konzentrationen von Freiflächen- und Bestandesniederschlag

	Hydrologisches Jahr 2002			Hydrologisches Jahr 2003		
	N_t mg l ⁻¹	NH_4-N mg l ⁻¹	NO_3-N mg l ⁻¹	N_t mg l ⁻¹	NH_4-N mg l ⁻¹	NO_3-N mg l ⁻¹
N_F	1,5	0,5	0,5	2,4	0,7	0,8
N_B	3,2	0,8	1,4	5,6	2,0	2,9
Faktor N_B/N_F	2,1	1,6	2,8	2,3	2,9	3,6

N_F : Freiflächenniederschlag, N_B : Bestandesniederschlag

Die Deposition im Bestand wird zum einen beeinflusst durch nasse sowie trockene Deposition von Aerosolen. Zum anderen sind Wolkenwasserdeposition an Nadeloberflächen sowie eine Vielzahl von Wechselwirkungen im Bestand entscheidende Einflussfaktoren auf die Interzeption (Zimmermann et al. 2003). Da das Untersuchungsgebiet durch sehr hohe Niederschläge geprägt wird, ist die trockene Deposition aufgrund der häufigen Auswaschung und somit Reinigung der Atmosphäre durch Regen von untergeordneter Bedeutung. Die durch die Höhenlage begründete hohe Nebelhäufigkeit (Kap. 3.3) lässt darauf schließen, dass Nebel- und Wolkenwasserdeposition (=okkulte Deposition) entscheidenden Einfluss auf die Interzeptionsdeposition am Untersuchungsstandort haben. Die generell in höheren Lagen auftretenden hohen Windgeschwindigkeiten begünstigen zudem die Nebelinterzeption, da hierdurch ein effizienterer Aufprall von Nebeltropfen auf die Vegetationsoberflächen bedingt wird (Zimmermann et al. 2003). Der Eintrag im Bestand wird entscheidend geprägt durch die chemische Zusammensetzung des Wolkenwassers. Atmosphärische Spurengase, die nach chemischer Umwandlung in Form von Aerosolen in den Wolken absorbiert werden, können infolge von Luftmassenferntransporten über weite Distanzen von > 1000 km transportiert werden (Möller et al. 1996, Zimmermann et al. 2003). Nebeltropfen lösen einen im Vergleich zum Regen höheren Anteil von Aerosolpartikeln, so dass die Stoffkonzentrationen im Nebel oft um ein Vielfaches höher sind. Zudem trägt der geringere Flüssigwassergehalt im Nebel zu einer Anreicherung von Stoffen bei (Lange et al. 2003). Auch vorliegende Untersuchungen bestätigen hohe Stoffkonzentrationen des Nebels (Tab. 26, Anlage 36).

Tab. 26 : Chemische Parameter des Nebels im Untersuchungszeitraum 2002

	N_t mg l⁻¹	NH₄-N mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹	pH	LF μS cm⁻¹
n	30	30	30	30	30
Z	10,0	2,9	6,2	6,0	111,0
x_{Min}	2,7	1,0	1,6	3,9	16,7
x_{Max}	18,5	3,9	10,7	7,1	197,7
x_{0,25}	6,3	2,1	3,7	5,4	83,8
x_{0,75}	12,3	3,6	6,8	6,5	150,0

Die mittleren Gesamt-N-Gehalte liegen bei 10 mg l⁻¹ und schwanken deutlich zwischen 2,7 und 18,5 mg l⁻¹. Durchschnittliche Ammonium-N-Gehalte von rund 3 mg l⁻¹ mit einer Schwankungsbreite von 2,9 mg l⁻¹ sowie Nitrat-N-Gehalte von 6,2 mg l⁻¹ mit minimalen Gehalten von 1,6 bis maximal 10,7 mg l⁻¹ wurden im Nebel erfasst. Die elektrischen Leitfähigkeiten sind mit durchschnittlich 111 μS cm⁻¹ vergleichsweise hoch. Auch hier wurden ausgeprägte Schwankungen von 17 bis maximal 198 μS cm⁻¹ beobachtet.

Eine Vielzahl an Untersuchungen weist die im Vergleich zum Regen um ein Vielfach höheren N-Konzentrationen im Nebel nach (Dasch 1988, Zier 1992, Miller et al. 1993, Schemenauer et al. 1995, Burkard et al. 2003, Lange et al. 2003). Tabelle 27 gibt einen Überblick über einige in diesem Zusammenhang durchgeführte Untersuchungen und die hierbei nachgewiesenen N-Konzentrationen. Zum Vergleich wurden die Ergebnisse eigener Untersuchungen mit aufgelistet. Die in eigenen Untersuchungen gemessenen NO₃- und NH₄-N-Konzentrationen sind im Vergleich zur Literatur relativ niedrig. Die höchsten NH₄-N-Gehalte im Nebel wurden in den Niederlanden nachgewiesen und sind auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung in diesem Gebiet zurückzuführen. Die Landwirtschaft ist eine bedeutende Quelle für NH₃, welches durch hohe Tierbesätze sowie die Anwendung organischer Düngemittel in großem Maße emittiert wird (RIVM 1999). Im Gegensatz zu stark agrarisch genutzten Gebieten zeigen industriell geprägte Gebiete einen hohen NO₃-N-Gehalt im Nebel, wie Untersuchungen im Erzgebirge auf der tschechischen Seite bestätigen (Bridges et al. 2002). Verantwortlich hierfür ist die bereits genannte Betreibung von Braunkohlekraftwerken, die neben einem hohen SO₂-Ausstoß ebenfalls hohe NO_x-Emissionen bedingen. Ältere Untersuchungen zur Nebeldeposition im Erzgebirge von Zier (1992) zeigen, dass die Luftverschmutzung in den 80-iger Jahren noch höhere N-Konzentrationen im Nebel zur Folge hatte. Vorliegende Ergebnisse als auch Untersuchungen der okkulten Deposition auf der Brockenkuppe von Möller et al. (1996) und Acker et al. (1995, 1998) weisen auf eine hohe Streuung der N-Gehalte im Wolkenwasser bzw. Nebel hin. Einfluss hierauf haben wechselnde Windrichtungen auf der Brockenkuppe und die hierdurch bedingte differenzierte Luftmassencharakteristik. Anlage 37 zeigt, dass die höchsten NH₄- und NO₃-N-Konzentrationen im Wolkenwas-

ser bei Nebelereignissen vorherrschender östlicher Windrichtungen auftreten, da hierdurch ein Luftmassenfernttransport der atmosphärischen Spurengase aus stark industriell geprägten Gebieten Böhmens die chemischen Eigenschaften des Wolkenwassers beeinflusst. Schwach verschmutzte Luftmassen aus südwestlicher Richtung haben demgegenüber geringe N-Gehalte im Wolkenwasser zur Folge.

Tab. 27: NH₄- und NO₃-N-Konzentrationen im Nebel verschiedener Standorte

Standort	NH₄-N mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹	Faktor Nebel/Regen NH₄	Faktor Nebel/Regen NO₃
Deutschland – Hochharz (Ilsemoor, eigene Untersuchungen)	2,9 (1 – 3,9)	6,2 (1,6 – 10,7)	6	12
Deutschland – Hochharz (Brocken, Möller et al. 1996)	6,1 (0,02 – 95,3)	4,9 (0,01-53,3)	k. A.	k. A.
Deutschland- Erzgebirge (Zier 1992)	27	42	19	13
Deutschland- Erzgebirge (Lange et al. 2003)	5,3	14,5	6 - 7	6 - 7
Deutschland- Fichtelgebirge (Thalmann et al. 2003)	13	9,1	25	24
Niederlande (Vermeulen et al. 1997)	32,3	14,8	k. A.	k. A.
Tschechien- Erzgebirge (Bridges et al. 2002)	2,7	32,1	k. A.	k. A.

k. A.: keine Angaben

Die durch den Einfluss unterschiedlicher Luftmassen hervorgerufene Streuung der N-Gehalte des Nebels erklärt die nachgewiesenen hohen Schwankungsbreiten der N-Konzentrationen im Bestandesniederschlag.

Aus Abb. 12 ist die prozentuale Zusammensetzung der mittleren Gesamt-N-Gehalte des Nebels und Bestandesniederschlags ersichtlich.

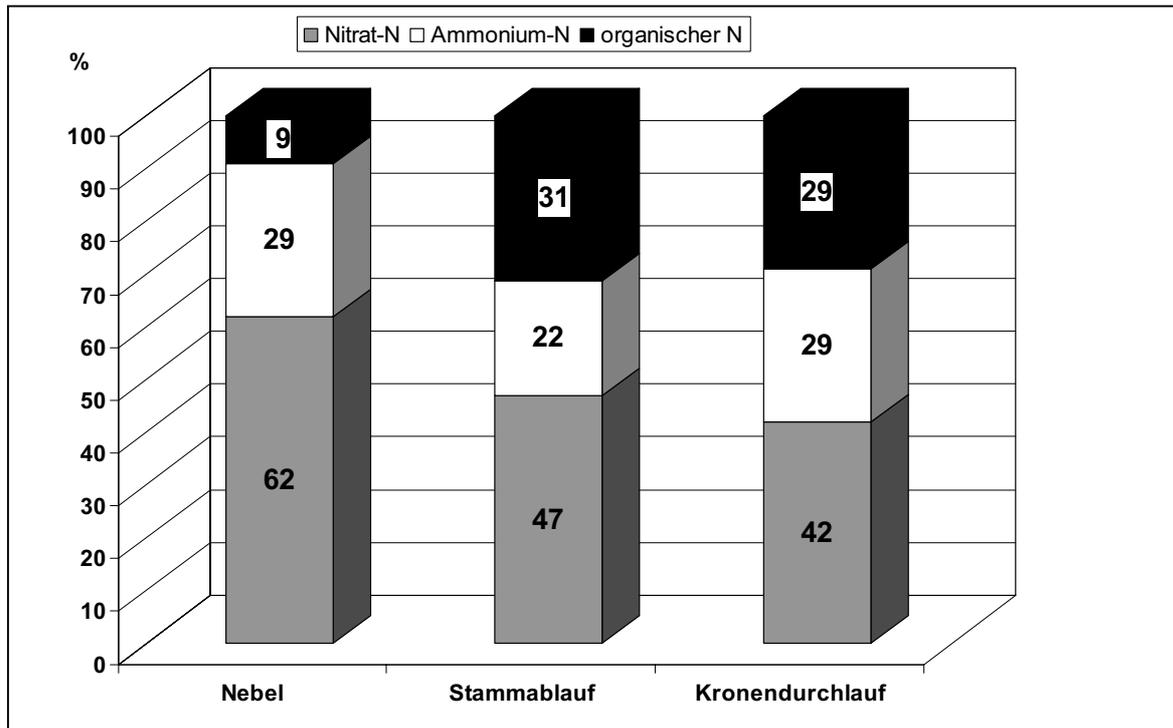


Abb. 12: Zusammensetzung der mittleren (Median) N_t -Gehalte von Nebel und Bestandesniederschlag

Die N-Gehalte im Nebel werden dominiert durch Nitrat-N und Ammonium-N, wobei NO_3^- -N mit insgesamt 62 % den größten Teil ausmacht. Der organische N-Gehalt des Nebels ist gering. Zimmermann et al. (2002 und 2003) wiesen nach, dass die Zusammensetzung des Nebels entscheidend durch NO_3^- -, SO_4^{2-} sowie NH_4^+ -Ionen geprägt wird. Ursache hierfür ist, dass diese Ionen in der Lage sind, sehr schmale Partikel von $< 1 \mu m$ Größe zu bilden (Lange et al. 2003) und somit in Form von Aerosolen Luftmassentransporte ermöglicht werden. Bemerkenswert ist der in vorliegenden Messungen erfasste und im Vergleich zum NH_4 -N ausgesprochen hohe NO_3 -N-Anteil des Nebels. Ebenfalls hohe Nitrat/Ammonium-Verhältnisse wiesen Joos und Baltensperger (1991), Miller et al. (1993), Pahl (1996) und Zimmermann et al. (2003) in ihren Untersuchungen nach. Die Ursache hierfür ist eine Anreicherung verkehrsbedingter NO_x -Emissionen in Inversionsschichten, so dass Nebel zu einem großen Teil zur Nitrat-N-Deposition in höheren Lagen beiträgt, während in niedrigeren Lagen NH_4 -N-Einträge aus landwirtschaftlichen Quellen eine größere Rolle spielen (Zimmermann und Wienhaus 2000, Zimmermann et al. 2003). Wolkenwasseruntersuchungen auf der Brockenkuppe bestätigen das hohe Nitrat/Ammonium-Verhältnis jedoch nicht. Es wurden verhältnismäßig höhere Ammoniumgehalte nachgewiesen (Möller et al. 1996, Acker et al. 1998, Plessow et al. 2001), die jedoch auch in den unterschiedlichen Untersuchungsjahren aufgrund der hohen Streuung variieren können. Vermutlich sind die hohen Nitratgehalte des Nebels im Untersuchungszeitraum auf dominierende Luftmassentransporte aus Gebieten mit

hoher Verkehrsdichte zurückzuführen. Auch die Zusammensetzung der Gesamt-N-Gehalte des Bestandesniederschlags wird durch hohe Nitrat-N-Anteile geprägt, die den Einfluss der Nebeldeposition verdeutlichen. Neben der Nebeldeposition zeigen zudem Wechselwirkungen im Bestand Einfluss auf die chemische Zusammensetzung des Bestandesniederschlags (Kap. 2). Die im Bestandesniederschlag ermittelten durchschnittlich niedrigen pH-Werte von 4,6 bis 4,8 deuten auf Auswaschungen organischer Stoffe hin, die darüber hinaus auch durch die relativ hohen organischen N-Gehalte des Bestandesniederschlags nachweisbar sind.

Die sich durch Verknüpfung der Niederschlagsmengen und N-Konzentrationen des **Bestandesniederschlags** ergebenden **N-Depositionsraten** der hydrologischen Jahre 2002 und 2003 sind aus Abb. 13 ersichtlich.

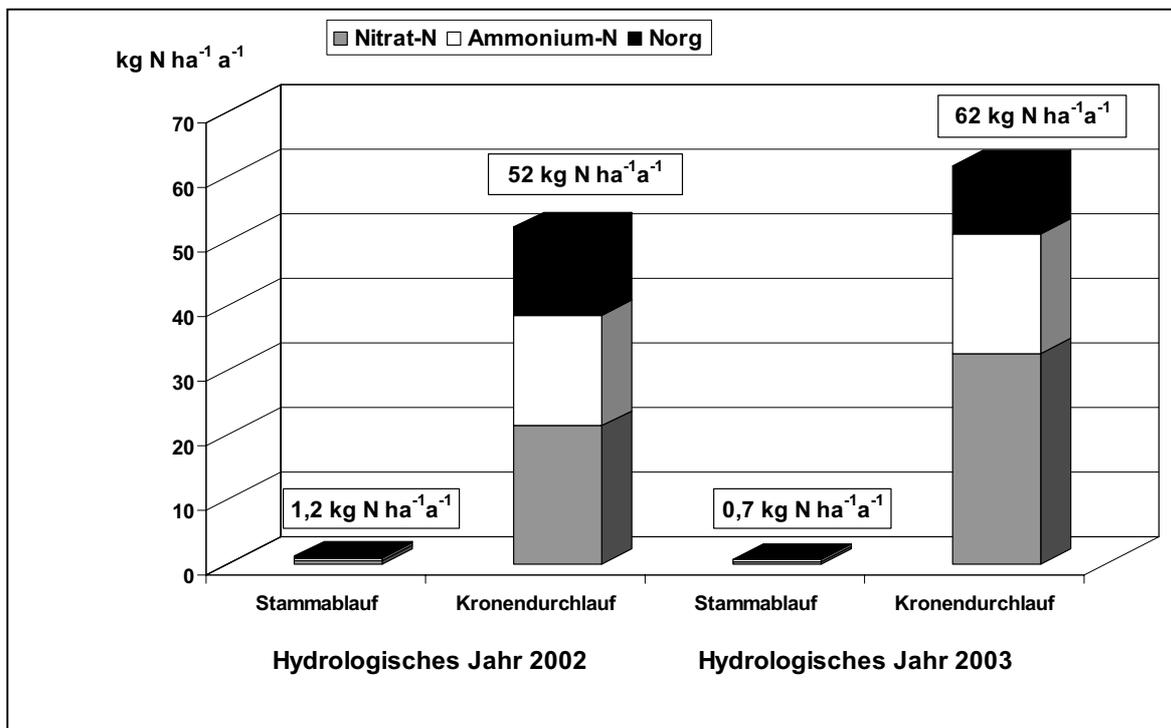


Abb.13: N-Depositionsraten des Bestandesniederschlags für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003

Mit dem Stammablauf erfolgt insgesamt ein sehr geringer N-Eintrag, der bedingt ist durch die geringen Niederschlagsmengen. Im hydrologischen Jahr 2002 beträgt die N-Depositionsrate $1,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Ein weitaus höherer Anteil von $52 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wird mit dem Kronendurchlauf eingetragen. Die N-Frachten im darauffolgendem Jahr betragen $0,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Stammablauf) und $62 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Kronendurchlauf). Insgesamt berechnen sich N-Depositionsraten von $53 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $63 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die beiden untersuchten

Jahre. Die im hydrologischen Jahr 2003 deutlich höhere Bestandesdeposition ist auf die im Vergleich zum Vorjahr höheren N-Konzentrationen des Bestandesniederschlags zurückzuführen. Bestandes- und Freilanddeposition zeigen hohe Unterschiede von 42 und 54 %. In der Literatur werden für Fichtenbestände in höheren Lagen vergleichbare prozentuale Differenzen der N-Frachten auf der Freifläche und im Bestand von 46 % (Pahl 1996) und 47 % (Zimmermann et al. 2003) angegeben. Einen sehr geringen durch Interzeption bedingten Unterschied von nur 27 % wies Zimmermann et al. (2002) nach und führt dies auf die Aufnahme von Stickstoff durch Fichtennadeln zurück.

Europäische Wälder erhalten N-Einträge im Bereich von < 1 (Norwegen und Finnland) bis $> 60 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (Niederlande, Tschechien). Die durchschnittliche N-Depositionsrates beträgt $16,8 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (MacDonald et al. 2002). Demzufolge sind die für den Untersuchungsstandort erfassten N-Frachten als außerordentlich hoch einzuschätzen. Es darf bei diesem Vergleich jedoch nicht unberücksichtigt bleiben, dass die meisten Untersuchungen zur N-Deposition sich nur auf eine Bestimmung von Ammonium- und Nitrat-N stützen und den organischen N-Gehalt nicht ermitteln, so dass es zu einer Unterschätzung der N-Depositionsrates kommen kann.

5.3.1.3 Hangwasser

Zur Auswertung der im Hangwasserzufluss ermittelten N-Konzentrationen wurde eine **Clusteranalyse** durchgeführt, um eine Gruppierung der Daten hinsichtlich verschiedener Merkmale zu erhalten. Folgende Merkmale wurden hierbei berücksichtigt: Temperatur (Durchschnittstemperatur des Zeitraumes zwischen den Probenahmeterminen), Hangwasser- und Niederschlagsmenge (durchschnittliche Tagessummen des Zeitraumes zwischen den Probenahmeterminen), NO_3^- - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen des Hangwassers (an Probenahmeterminen erhobene Daten). Die Analyse ermöglicht eine Differenzierung des vorliegenden Datenmaterials in drei unterschiedliche Cluster. Aus Tab.28 ist die Charakterisierung der ausgewiesenen Cluster des Hangwassers ersichtlich. Anlage 38 umfasst alle erhobenen chemischen Parameter des Hangwasserzuflusses im Untersuchungszeitraum. **Cluster 1** ist gekennzeichnet durch die niedrigsten Temperaturen von durchschnittlich $-0,3^\circ\text{C}$, verhältnismäßig niedrige Niederschläge von im Mittel $3,8 \text{ mm d}^{-1}$ und mittlere Hangwasserzuflüsse von durchschnittlich $1,7 \text{ mm d}^{-1}$. Das Cluster schließt Ereignisse der Schneeschmelze ein. **Cluster 2** wird geprägt durch mittlere Temperaturen ($4,5^\circ\text{C}$), sehr hohe Niederschläge (14 mm d^{-1}) und Hangwassermengen ($2,3 \text{ mm d}^{-1}$). In diesem Cluster sind somit die niederschlagsreichsten Zeiten zusammengefasst. **Cluster 3** zeigt die insgesamt höchsten durchschnittlichen Temperaturen von 12°C und die niedrigsten Niederschlags- und Hangwassermengen. Das Cluster schließt demzufolge überwiegend die Sommermonate ein.

Tab. 28: Charakteristik der mittels Clusteranalyse ausgewiesenen Cluster des Hangwasserzuflusses (Mittelwerte = Clusterschwerpunkt und Standardabweichungen)

Cluster	1	2	3
n	41	12	42
T (°C)	- 0,3 ± 2,7	4,5 ± 4,1	12 ± 2,7
N _F (mm d ⁻¹)	3,8 ± 2,8	14 ± 3,8	3,3 ± 2,7
H (mm d ⁻¹)	1,7 ± 0,9	2,3 ± 1,3	0,7 ± 0,5
pH	4,2 ± 0,5	4,3 ± 0,2	4,4 ± 0,3
LF (µS cm ⁻¹)	39,4 ± 6,2	33,4 ± 4,8	35 ± 6,2
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,8 ± 0,5	0,7 ± 0,5	0,4 ± 0,3
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,1 ± 0,1	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,02

n: Anzahl der Fälle, N_F: Freiflächenniederschlag, H: Hangwasserzufluss

Die mittleren NO₃- und NH₄-N-Gehalte des Hangwasserzuflusses der 3 unterschiedlichen Cluster sind in Abb. 14 dargestellt. Die höchsten Nitrat-N-Konzentrationen sind im **Cluster 1** nachweisbar. Die niedrigsten Gehalte treten im **Cluster 3** auf. Auch Stöcker (1992) ermittelte bei Untersuchungen hydrochemischer Kenngrößen kleinster Fließgewässer im Hochharz und im oberen Westerzgebirge die höchsten Nitratgehalte im Frühjahr während oder nach der Schneeschmelze. Ursachen für diese in Verbindung mit der Schneeschmelze zu beobachtenden NO₃-Peaks in Fließgewässern sind auf erhöhte Auswaschungen von N-Verbindungen, die während des Winterhalbjahres in der Schneedecke angereichert werden, zurückzuführen. Die Auswaschung kann auf der einen Seite durch Abschmelzen des Schnees infolge ansteigender Temperaturen erfolgen. Auf der anderen Seite können ebenfalls Regenniederschläge, die auf die Schneedecke auftreffen, einen Austrag von N bedingen (Stöcker 1992, Lorz 1999). Ein Indiz dafür, dass bei vorliegenden Untersuchungen auch Regenniederschläge zum Nitrat-Austrag beitragen, sind die ermittelten schwachen Zusammenhänge zwischen Hangwasserzufluss und Niederschlag ($r = 0,4$) sowie NO₃-N-Gehalte von Hangwasser und Niederschlag ($r = 0,46$) im **Cluster 1**. Eine ebenfalls schwache Korrelation von Hangwasserzufluss und Niederschlag ($r = 0,46$) wurde in niederschlagsreichen Zeiten (**Cluster 2**) ermittelt. Auch hier wurden verhältnismäßig hohe Nitrat-N-Konzentrationen im Hangwasserzufluss erfasst. Während Stöcker (1992) eine Korrelation ($r = 0,78$) zwischen Nitratgehalten und elektrischen Leitfähigkeiten nachwies, kann anhand vorliegender Ergebnisse dieser Zusammenhang nicht statistisch gesichert werden. Jedoch kann auf der Grundlage, der im **Cluster 1** ermittelten, im Vergleich zu allen anderen Clustern höchsten durchschnittlichen elektrischen Leitfähigkeiten von 39,4 µS cm⁻¹, abgeleitet werden, dass an den infolge der Schneeschmelze erhöhten Stoffeinträgen Nitrat maßgebend beteiligt ist. Eine weitere Ursache für die erfassten hohen Nitrat-N-Konzentrationen des Hangwasserzuflusses im Frühjahr ist die fehlende N-Aufnahme über die Bodenvegetation in diesem Zeitraum.

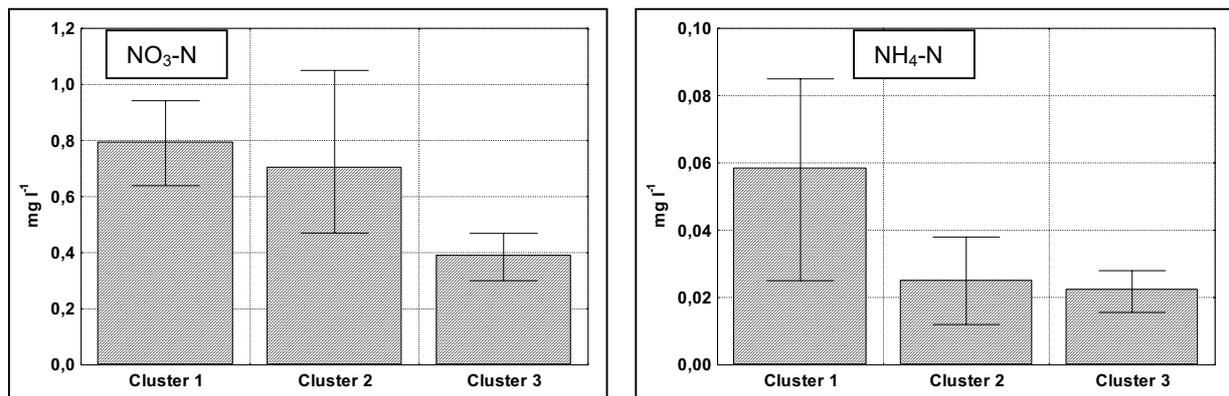


Abb. 14: Mittlere Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Hangwasserzuflusses in den Clustern

Aufgrund der langsamen Erwärmung des Bodens im Frühjahr können Mineralisierungsprozesse einsetzen, die zu einer Nitratfreisetzung führen und aufgrund mangelnder Aufnahme des Nitrats durch die Vegetation in die Fließgewässer ausgetragen werden (Stöcker 1992, Kieckbusch 2003). Bedingt durch die Aufnahme von N während der Vegetationsperiode sind in den Sommermonaten die geringsten NO₃-Gehalte in Fließgewässern nachweisbar. Stöcker (1992) stellte dieses sommerliche Minimum in den Monaten Juli und August fest. Auch vorliegende Untersuchungen zeigen in den warmen und trockenen Monaten (**Cluster 3**) die geringsten NO₃-N-Gehalte. Im Vergleich zum Nitrat-N sind die im Hangwasserzufluss registrierten Ammonium-N-Gehalte vernachlässigbar gering. Die Ursache dafür ist, dass Nitrat als die wichtigste anorganische N-Komponente von Fließgewässern ausgewiesen wird (Stöcker 1992, Kieckbusch 2003). Die insgesamt am Untersuchungsstandort nachgewiesenen NO₃-N-Gehalte sind im Vergleich zur Literatur gering. Analog zu den NO₃-N-Gehalten wurden die höchsten NH₄-N-Konzentrationen des Hangwassers im **Cluster 1** und die niedrigsten Konzentrationen im **Cluster 3** ermittelt. Anlage 39 zeigt hydrochemische Kenngrößen kleinerer Fließgewässer im Hochharz und im oberen Westerzgebirge. Beide Standorte sind aufgrund ihrer ähnlichen klimatischen und geologischen Voraussetzungen sowie Vegetationsverhältnisse gut miteinander vergleichbar. Sowohl Hochharz als auch oberes Westerzgebirge sind charakterisiert durch hohe Niederschläge, geringe Verdunstung und Tiefenversickerung, die flächige Vermoorungen zur Folge haben und einen hohen Oberflächenabfluss bedingen. Zudem sind aufgrund des Granitvorkommens (Brockengranit, Eibenstöcker und Turmalingranit) beider Standorte sehr ähnliche Bodenbildungen vorhanden (Schwanecke 1992, Stöcker 1992). Beide Gebiete sind geprägt durch im Vergleich zu anderen europäischen Mittelgebirgen überdurchschnittlich hohe Luftschadstoffeinträge, die im oberen West-erzgebirge bedingt durch die Lage unmittelbar angrenzend an hoch industrialisierte Gebiete

(Böhmisches Becken, sächsisches Hügelland) noch stärker sind als im Harz (Kap. 5.3.1.1.1; Stöcker 1992, Krüger et al. 1997). Einfluss auf die chemische Beschaffenheit der Fließgewässer haben biogeochemische Eigenschaften des Einzugsgebietes, die Intensität von Stoffumsätzen sowie atmosphärische Stoffeinträge (Krüger und Neumeister 2001). In terrestrischen Ökosystemen werden durch Transport-, Umwandlungs- und Austauschprozesse atmosphärische Stoffinputs auf die Fließgewässer übertragen (Krüger et al. 1997). Im Hochharz als auch im oberen Westerzgebirge sind aufgrund der infolge der Immissionsbelastung (SO_2 , NO_x) beider Gebiete hervorgerufenen starken bis extrem starken Versauerung Nitrat- und Ammonium-Verbindungen in die Fließgewässer gekoppelt (Stöcker 1992/1995). Waldökosysteme, welche durch saure atmosphärische Stoffeinträge geschädigt sind, zeigen erhöhte Nitratkonzentrationen im Bodensickerwasser als Folge einer verringerten Nährstoffaufnahme durch die Vegetation und fehlenden Sorption im Boden (Hauhs 1985, Frings et al. 1989, Aber et al. 1995, Boxman et al. 1998, MacDonald et al. 2002).

Die nachgewiesenen pH-Werte liegen im Ilseeinzugsgebiet des Hochharzes bei durchschnittlich 3,6 und im oberen Westerzgebirge aufgrund der stärkeren Immissionsbelastung sogar bei 3,3 (Stöcker 1992, Krüger et al. 1997). Aktuellere Daten zeigen eine deutliche Absenkung der Acidität in den Fließgewässern des Erzgebirges, die mit einer Abnahme der NO_x - und SO_2 -Immissionen einhergeht. Die vorliegenden pH-Messwerte des Hangwasserzuflusses als auch die zusätzlich im Rahmen der Untersuchungen erfasste pH-Werte weiterer Zuflüsse im Ilseeinzugsgebiet (Anlagen 40 und 41) zeigen einen deutlichen Anstieg der pH-Werte im Vergleich zu den von Stöcker (1992) erhobenen Daten (Anlage 39). Dieser Anstieg ist vermutlich in Verbindung mit der seit 1995 deutlich abnehmenden Acidität des Niederschlags im Untersuchungsgebiet (Kap. 5.3.1.1.1) zu sehen. Die mittleren pH-Werte der ausgewiesenen Cluster zeigen nur sehr geringe Unterschiede. Die höchsten Werte wurden im **Cluster 3** und die geringsten pH-Werte im **Cluster 1** nachgewiesen. Auch in der Literatur wird auf saisonale Unterschiede in der Acidität der Fließgewässer hingewiesen. Aciditätsschübe stehen in Verbindung mit Schmelzwasserabflüssen und hierdurch bedingte Stoffauswaschungen (Stöcker 1992, Lorz 1999). Untersuchungen von Fließgewässern im Erzgebirge zeigten einen Anstieg der pH-Werte während sommerlicher Trockenperioden (Lorz 1999), der auch in vorliegenden Untersuchungen gefunden wurde. Die vorliegenden Nitrat-N-Konzentrationen des Hangwasserzuflusses sind mit durchschnittlich 0,4 (Cluster 3) bis 0,8 mg l^{-1} (Cluster 1) im Vergleich zu den von Stöcker (1992/1995) im Erzgebirge und Hochharz erfassten Konzentrationen deutlich geringer. Die mittleren Nitrat-Konzentrationen der Ilsequelle und der Ilse sind in etwa vergleichbar mit den Gehalten des Hangwasserzuflusses. Ursache für die aktuell am Untersuchungsstandort erfassten vergleichsweise geringen Nit-

ratkonzentrationen der untersuchten Fließgewässer ist die Abnahme der Stoffimmissionen und die hieraus resultierende geringere Acidität (Kap. 5.3.1.1.1). Zum anderen zeigt Stöcker (1995) den Einfluss der Kleinst Einzugsgebiete auf den Nitrataustrag in die Fließgewässer und differenziert die untersuchten Fließgewässer des Harzes in 3 unterschiedliche Typen von Einzugsgebieten:

- 1 Einzugsgebiete mit flächenmäßig vorherrschenden Hang- und Komplexmooren sowie torfmoosreichen Wollreitgras-Fichtenwälder (Bodenformen: gering zersetzte, saure, nährstoffarme Wollgras-Bleichmoorstorfe, Moor-Stagnogleye und Stagnogley-Podssole)
- 2 Einzugsgebiete mit Mooren und größeren Komplexen torfmoosreicher Wollreitgras-Fichtenwälder, vereinzelt Auftreten von Block-Fichtenwäldern (Bodenformen: feinerdereiche Granitverwitterungsböden mit Eisen-Humuspodsolon und Stagnogley-Podsolen)
- 3 Einzugsgebiete mit Bärlapp-Block-Fichtenwälder, Wollreitgras-Fichtenwälder, Auftreten von Hangmooren nur kleinflächig als Initialstadien (Bodenformen: Auflagetorf-Ranker, Waldnasstorf-Ranker, Mineralböden)

Während in Fließgewässern innerhalb der Einzugsgebiete des Typs 3 die höchsten Nitrat-N-Konzentrationen von maximal $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ ermittelt wurden, waren in der Gesamtbilanz in Fließgewässern des Typs 1 die geringsten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte (Minimum: $0,3 \text{ mg l}^{-1}$) nachweisbar (Stöcker 1992/1995). Hieraus wird die Funktion der Moore als Stoffsenke deutlich (Stöcker 1992, Krüger et al. 1997, Müller und Bauche 1998, etc.). Die anhand vorliegender Untersuchungen erfassten niedrigen Nitrat-N-Konzentrationen des Hangwasserzuflusses sind demzufolge mit hoher Wahrscheinlichkeit dadurch bedingt, dass das Einzugsgebiet des untersuchten Moores dem Typ 1 angehört. Diese Annahme wird bestätigt durch die hohen TOC-Gehalte und die verhältnismäßig niedrigen elektrischen Leitfähigkeiten des Hangwasserzuflusses (Anlage 42). Ebenso sind die zusätzlich untersuchte Ilsequelle und Ilse dem Einzugsgebietstyp 1 zuzuordnen.

Die Verknüpfung der ermittelten N-Konzentrationen mit den Mengen des Hangwasserzuflusses ergibt die in den Anlagen 43 und 44 dargestellten N-Frachten für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003. Der zeitliche Verlauf der ermittelten N-Frachten zeigt deutlich, dass hohe N-Mengen verbunden mit Schneeschmelze sowie mangelnder N-Aufnahme der Vegetation im Frühjahr mit dem Hangwasserzufluss eingetragen werden. Auch hier wurde, wie bereits anhand der Clusteranalyse aufgezeigt, eine geringere N-Fracht in den Sommermonaten nachgewiesen, die zum einen in Verbindung mit der Aufnahme von N durch die Vegetation und zum anderen durch die in diesen Zeiträumen vorhandenen geringen Wassermengen des Hangwasserzuflusses erklärt werden kann. Neben der Schneeschmelze tritt ein zweites Maximum der N-Frachten im Herbst in Zusammenhang mit Starkniederschlagsereignissen auf. Die Ursache hierfür sind vermutlich Verlagerungen des in den warmen Som-

mermonaten mineralisierten N durch hohe Niederschläge aufgrund einer geringeren Pflanzenaufnahme (ausklingende Vegetationsperiode). Auf solche in Verbindung mit herbstlichen Starkniederschlagsereignissen stehenden hohen Stoffausträge wird in der Literatur häufig verwiesen (Stöcker 1992, Müller und Bauche 1998, Kieckbusch 2003).

Die Gesamtmengen des im Hangwasserzufluss eingetragenen N und die Zusammensetzung der N-Fracht sind in Tab. 29 zusammengefasst.

Tab. 29: N-Frachten des Hangwasserzuflusses der hydrologischen Jahre 2002 und 2003

Hydrologische Jahre	2002	2003
H (mm)	779	654
NH ₄ -N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	0,2	0,5
(%)	2,7	5,0
NO ₃ -N (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	5,0	5,6
(%)	65,4	59,0
N _t (kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	7,7	9,6

Bei einer Hangwassermenge von 779 mm ergibt sich eine N-Fracht von insgesamt 7,7 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für das hydrologische Jahr 2002. Hiervon sind 65,4 % Nitrat-N und nur ein geringer Teil von 2,7 % Ammonium-N. Demnach besteht die N-Fracht im Hangwasserzufluss zu einem Anteil von 32 % aus organischem N. Im hydrologischen Jahr 2003 wurde trotz geringerer Menge des Hangwasserzuflusses eine im Vergleich zum Vorjahr höhere N_t-Fracht von 9,6 kg ha⁻¹a⁻¹ erfasst, die sich aufgrund höherer N-Konzentrationen im Hangwasser ergibt. Vermutlich spielen in diesem Zusammenhang auch verbesserte Mineralisierungsbedingungen im Sommerzeitraum eine Rolle, die durch zurückgehende Wasserstände der angrenzenden kleinflächigen Moorareale gegeben sind. Die Zusammensetzung der N-Fracht im hydrologischen Jahr 2003 ist in etwa vergleichbar mit dem Vorjahr.

Unter Berücksichtigung der am Untersuchungsstandort erfassten hohen Bestandesdeposition von bis zu 63 kg ha⁻¹a⁻¹ sind hohe Nitratreinträge in die Fließgewässer und somit hohe N-frachten im Hangwasserzufluss zu erwarten. MacDonald et al. (2002) geben für europäische Waldbestände mit N-Einträgen über 30 kg N ha⁻¹a⁻¹ Nitratausträge von 9 bis 15 kg N ha⁻¹a⁻¹ in die Fließgewässer an, wobei die höchsten Austräge an Standorte mit C/N-Verhältnissen von m25 gekoppelt sind. Am Untersuchungsstandort wurden verhältnismäßig geringe Nitratfrachten von 5 bis 6 kg N ha⁻¹a⁻¹ erfasst, die vermutlich einerseits auf die im Einzugsgebiet flächenmäßig vorherrschenden Moorkomplexe (weite C/N-Verhältnisse, Stoffsenken) beziehungsweise nährstoffarmen Böden (Granituntergrund) zurückzuführen sind.

5.3.2 N-Austrag

5.3.2.1 Fließgewässer (Abfluss)

Analog zum Hangwassereintrag wurden bei der Auswertung der N-Konzentrationen des Abflusses 3 unterschiedliche **Cluster** ausgewiesen, die sich nahezu mit denen des Hangwasserzuflusses decken und damit das Datenmaterial in folgende Zeiträume untergliedern: Wintermonate mit Schneeschmelze (**Cluster 1**), niederschlagsreiche Zeiten mit Starkniederschlägen bei mittleren Temperaturen (**Cluster 2**) und warme, niederschlagsarme Zeiten (vorwiegend Sommermonate; **Cluster 3**). Die Charakteristik der einzelnen Cluster ist aus Tab. 30 ersichtlich. Anlage 45 zeigt die im Abfluss ermittelten chemischen Parameter des Untersuchungszeitraumes.

Tab. 30: Charakteristik der mittels Clusteranalyse ausgewiesenen Cluster des Abflusses (Mittelwerte = Clusterschwerpunkte und Standardabweichungen)

Cluster	1	2	3
n	42	13	45
T (°C)	- 0,7 ± 2,9	3,5 ± 2,8	11,5 ± 2,8
N _F (mm d ⁻¹)	3,4 ± 2,9	12,4 ± 4,5	3,5 ± 3,1
Q (mm d ⁻¹)	4,5 ± 2,1	7,9 ± 3,8	1,9 ± 1,4
pH	4,2 ± 0,3	4,3 ± 0,2	4,4 ± 0,4
LF (µS cm ⁻¹)	35,1 ± 4,6	30,1 ± 6,5	35,4 ± 22,7
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,7 ± 0,4	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,3
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,05 ± 0,1	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01
N _{org} (mg l ⁻¹)	0,7 ± 0,9	0,2 ± 0,3	0,4 ± 0,4

Die in den jeweiligen Clustern ermittelten durchschnittlichen NO₃⁻ und NH₄⁻-N-Konzentrationen sind in Abb. 15 dargestellt. Auch hier wurden in Verbindung mit N-Auswaschungen aus der Schneedecke die höchsten Nitrat-N-Gehalte von durchschnittlich 0,7 mg l⁻¹ und höchsten NH₄-N-Gehalte von 0,05 mg l⁻¹ im **Cluster 1** nachgewiesen. Ebenfalls hohe NO₃-N-Konzentrationen von im Mittel 0,6 mg l⁻¹ wurden in niederschlagsreichen Zeiten (**Cluster 2**) ermittelt.

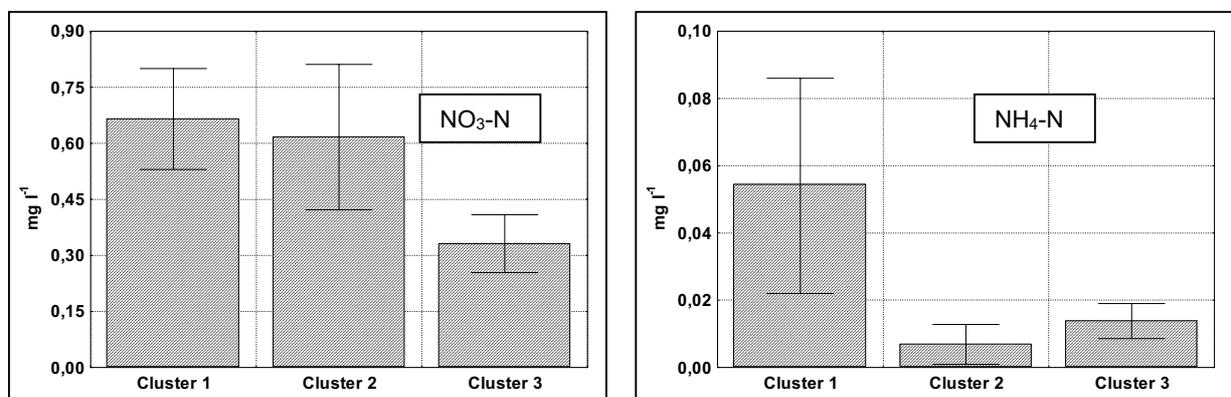


Abb. 15: Mittlere Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Abflusses in den Clustern

Eine intensive stündliche Probenahme des Abflusses während eines Schmelzwasserereignisses am 13.03.03 zeigt die in Abb. 16 dargestellten Schwankungen der N-Frachten. Nachgewiesen wurden insgesamt hohe N-Austräge, welche durch N-Auswaschungen aus der Schneedecke hervorgerufen werden.

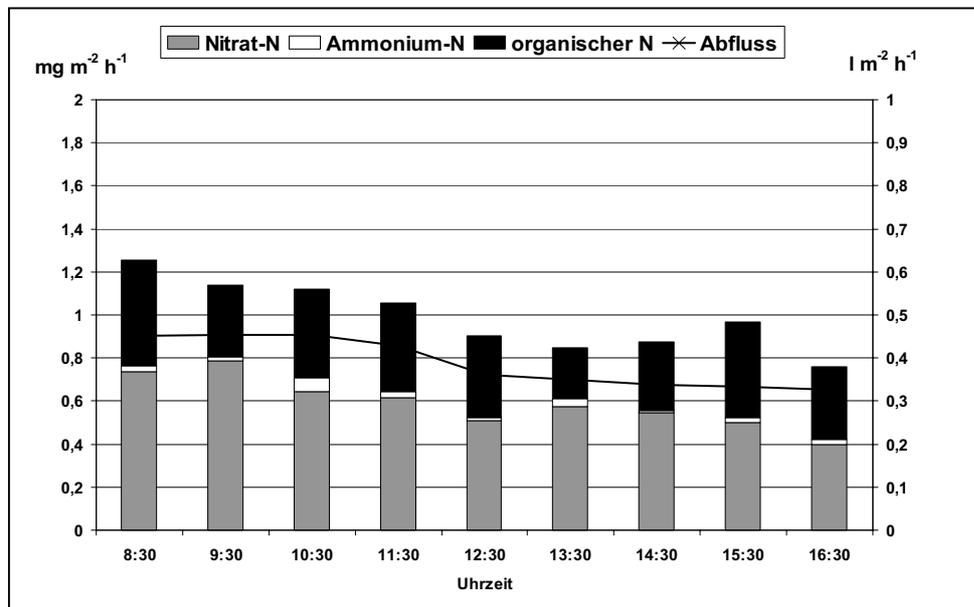


Abb. 16: Dynamik der N-Frachten im Abfluss während eines Schmelzwasserereignisses am 13.03.03 (Cluster 1)

Der N-Austrag setzt sich überwiegend aus Nitrat-N und organischem N zusammen. Ammonium-N ist mit geringeren Konzentrationen zu allen Probenahmezeiten während des Ereignisses im Abfluss nachweisbar. Die Schwankungen der N-Frachten sind verhältnismäßig gering. Mit abnehmender Abflussmenge nehmen die N-Austräge tendenziell ab.

Im Vergleich zum Schmelzwasserabfluss sind bei einem Starkniederschlagsereignis bei hoher Wassersättigung (vorangegangene hohe Niederschläge) am 19.07.02 sehr große Schwankungen der N-Fracht im Abfluss nachweisbar (Abb. 17). Die Zusammensetzung des N-Austrages wird überwiegend durch Nitrat-N und zu einem geringeren Anteil durch organische N-Komponenten geprägt. Ammonium-N ist vermutlich aufgrund der infolge hoher Wasserführung bedingten Sauerstoffzufuhr nicht im Abfluss nachweisbar. Die N-Fracht nimmt mit abnehmender Abflussmenge deutlich ab. Während der N-Austrag innerhalb der Schneeschmelze (**Cluster 1**) im Wesentlichen durch die Zusammensetzung der im Schnee angereicherten N-Komponenten geprägt wird, sind bei dem Starkniederschlagsereignis am 19.07.02 (**Cluster 2**) verschiedene Einflussfaktoren wirksam, die zu den ausgeprägten Schwankungen der N-Fracht innerhalb des beprobten Zeitraumes führen. Das ist zum einen die chemische Beschaffenheit des Niederschlags, die während eines Niederschlagsereignisses variieren

kann (Abnahme der N-Konzentrationen mit steigender Niederschlagsmenge; 5.3.1.1.1) und zum anderen die Niederschlagsintensität, welche ebenfalls Einfluss auf die insgesamt mit dem Niederschlag eingetragene N-Menge zeigt. Des Weiteren können Auswaschungen von Stoffen, die aus Umsetzungsprozessen im Moor (Mineralisierung und Humifizierung) stammen, von Bedeutung für die Dynamik des N-Austrags sein.

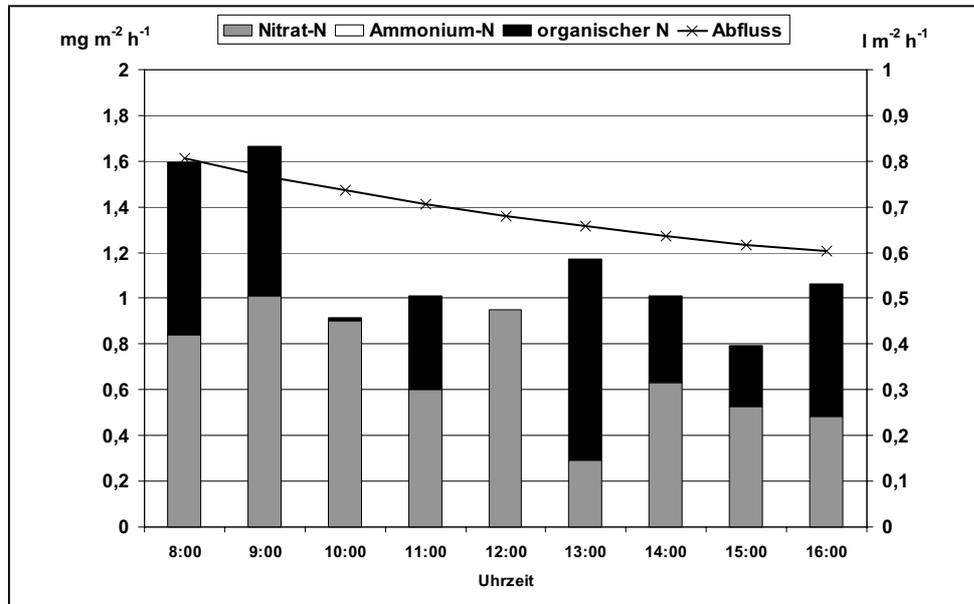


Abb.17: Dynamik der N-Frachten im Abfluss während eines Starkniederschlagsereignisses am 19.07.02 (Cluster 2)

Infolge der Retention von N durch die Biomasse während der Vegetationsperiode sind die Nitrat-N-Frachten im **Cluster 3** am geringsten. Das wird ebenfalls anhand der intensiven Probenahme des Abflusses am 01.07.03 bei einsetzenden Niederschlägen nach langer Trockenheit deutlich (Abb. 18). Hier wurden insgesamt sehr geringe anorganische N-Frachten und N-Konzentrationen im Abfluss ermittelt.

Signifikante Anstiege der Nitrat-N-Konzentrationen im Abfluss nach Trockenperioden aufgrund der im Zusammenhang mit absinkenden Wasserständen stehenden modifizierten Redoxbedingungen, wie sie in der Literatur beschrieben werden (Müller und Bauche 1998, Kieckbusch 2003), konnten anhand vorliegender Messungen nicht bestätigt werden. In diesem Zusammenhang muss jedoch auf eventuelle zeitliche Verzögerungen, die im Rahmen der durchgeführten intensiven Probenahme nicht erfasst wurden, verwiesen werden.

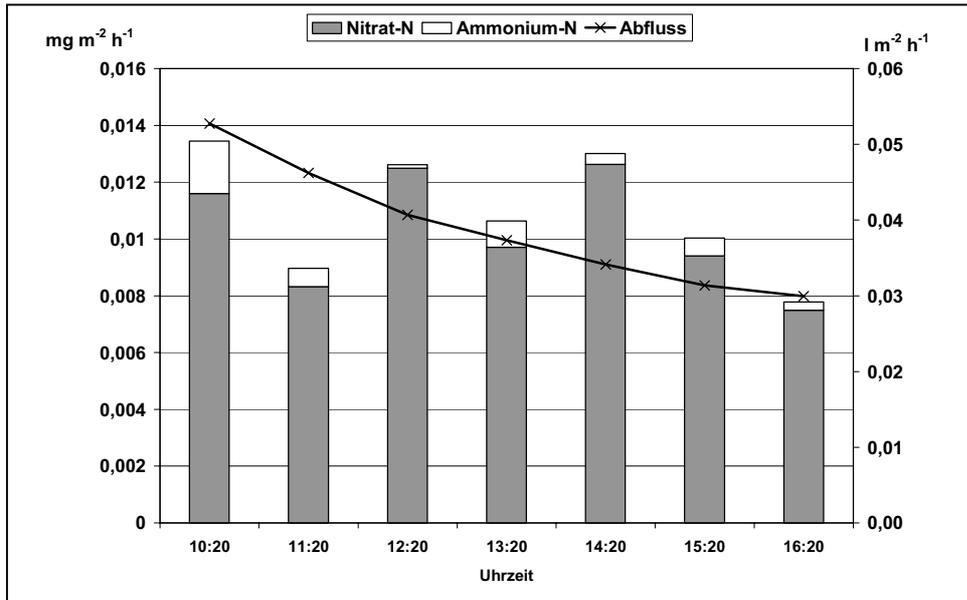


Abb. 18: Dynamik der anorganischen N-Frachten* im Abfluss bei einsetzenden Niederschlägen nach langer Trockenheit am 01.07.03 (Cluster 3)

* keine Ermittlung des organischen N-Gehaltes aufgrund analytischer Schwierigkeiten

Die nachgewiesenen ***NH₄-N-Konzentrationen*** im Abfluss sind insgesamt und im Vergleich zum Hangwasserzufluss gering. Die ermittelten ***elektrischen Leitfähigkeiten*** des Abflusses sind vergleichbar mit denen des Hangwasserzuflusses. Jedoch sind hier nicht die höchsten mittleren Werte in Verbindung mit Stoffauswaschungen im ***Cluster 1*** zu beobachten. Die durchschnittlichen ***pH-Werte*** von Hangwasserzufluss und Abfluss sind identisch und zeigen vergleichbare saisonale Unterschiede.

Anhand der ähnlichen chemischen Zusammensetzung sowie zeitlichen Dynamik der N-Konzentrationen von Hangwasserzufluss und Abfluss wird ersichtlich, dass ein enger Zusammenhang zwischen beiden Größen besteht. Aufgrund des Gefälles und der vorhandenen Erosionsrinnen ist der laterale Durchfluss von Mineralbodenwasser (= Hangwasserzufluss) in den soligenen Hangmooren sehr groß (Stöcker 1992). Da dieser Hangwasserzufluss in Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen mehr oder weniger stark ausgeprägt über den gesamten Jahresverlauf vorhanden ist, wird die Chemie des Abflusses deutlich durch die chemische Beschaffenheit des Hangwassers beeinflusst. In Tab. 31 sind die berechneten Korrelationskoeffizienten der linearen Zusammenhänge zwischen Nitrat- und Ammonium-N-Frachten im Hangwasserzufluss und Moorabfluss für die einzelnen Cluster zusammengestellt. Um einen einheitlichen zeitlichen Bezug zu erhalten, wurden hierbei durchschnittliche tägliche Frachten jeweils für den Zeitraum zwischen den Probenahmen in die statistische Auswertung einbezogen.

Tab.31: Nachgewiesene Korrelationen des Abflusses

Korrelationen (r)	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3
$\text{NH}_4\text{-N}^* \text{ H} - \text{NH}_4\text{-N}^* \text{ Q}$	n. s.	0,75	0,67
$\text{NO}_3\text{-N}^* \text{ H} - \text{NO}_3\text{-N}^* \text{ Q}$	0,86	0,76	0,86
$\text{NO}_3\text{-N}^* \text{ N}_F - \text{NO}_3\text{-N}^* \text{ Q}$	0,48	n. s.	n. s.

bezieht sich auf Frachten, n. s.: nicht signifikant

In allen 3 Clustern sind signifikante Zusammenhänge zwischen den N-Frachten im Hangwasserzufluss und Abfluss vorhanden, wobei die Stärke des Zusammenhanges keine Abhängigkeit von der Zuflussmenge zeigt.

Wie bereits erläutert, umfasst **Cluster 1** Zeiträume, die durch geringe Temperaturen, geringe Niederschläge und mittlere Abflussmengen charakterisiert sind. Die trotz niedriger Niederschläge verhältnismäßig hohen Abflussmengen deuten darauf hin, dass Schmelzwasserabflüsse aus dem angrenzenden Einzugsgebiet und der Moorfläche in das Cluster eingeordnet werden können. Aufgrund der im Clusterdurchschnitt geringen Temperaturen sind ebenso Zeiten mit gefrorener Mooroberfläche (gefrorene Schneedecke) in diesem Cluster enthalten. Da im Schnee ein hoher $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil vorhanden ist (Kap. 5.3.1.1.1), liegt die Vermutung nahe, dass mit der Schneeschmelze auch erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Austräge verbunden sind. Das lässt sich insofern bestätigen, dass im **Cluster 1** im Vergleich zu allen anderen Clustern die höchsten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen nachgewiesen wurden. Zusammenhänge zwischen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten von Hangwasserzufluss und Abfluss konnten jedoch nicht statistisch gesichert werden. Als Ursache hierfür ist anzunehmen, dass aufgrund der allmählich und langsam ablaufenden Auftauprozesse zeitliche Verzögerungen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Austräge auftreten, die mittels wöchentlicher Beprobung nicht berücksichtigt werden. Demgegenüber besteht im **Cluster 1** ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Nitrat-N-Frachten von Hangwasserzufluss und Abfluss (Anlage 46, Tab. 31) sowie eine schwache lineare Korrelation zwischen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht im Abfluss und im Niederschlag. Diese Zusammenhänge sind wahrscheinlich nicht in erster Linie durch Schmelzwasserflüsse begründet, sondern eher auf den raschen Abfluss flüssiger Niederschläge über die gefrorene Schneedecke (Kap. 5.1.2).

Im **Cluster 2** bestehen signifikante Zusammenhänge zwischen den Nitrat- und Ammonium-N-Frachten von Hangwasserzufluss und Abfluss, die in Verbindung mit dem schnellen Abfluss von Hangwasser über Erosionsrinnen stehen. Auch im **Cluster 3** ist bei niedrigen Niederschlägen eine signifikante Korrelation der Nitrat- und Ammonium-N-Frachten von Hangwasserzufluss und Abfluss (Anlagen 47 und 48, Tab. 31) nachweisbar. Dieser Zusammenhang führt zu der Schlussfolgerung, dass auch in trockenen Zeiten eine Wasserbewegung in den Erosionsrinnen erfolgt. Im Kap. 5.1.2 wurde darauf hingewiesen, dass aufgrund der Entwässerungswirkung der Erosionsrinnen Wasser aus angrenzenden kleinflächigen Moor-

arealen des Mooreinzugsgebietes zum Abfluss beiträgt, so dass während des gesamten Untersuchungszeitraumes ein Zufluss von Hangwasser auftritt. Permanent über Erosionsrinnen abfließendes Hangwasser beeinflusst demzufolge entscheidend die N-Konzentrationen des Abflusses.

Weitere statistische Zusammenhänge zwischen N-Konzentrationen im Abfluss und anderen Faktoren neben dem Hangwasserzufluss konnten nicht ermittelt werden. Die von Müller und Bauche (1998) nachgewiesene enge Kopplung zwischen den Stofffrachten in den Einträgen und Austrägen im Frühjahr und Herbst kann anhand vorliegender Untersuchungen nicht bestätigt werden. Zusammenhänge zwischen den N-Frachten in Niederschlag und Abfluss sind bis auf eine sehr schwache Korrelation im **Cluster 1** nicht nachweisbar. Obwohl der N-Eintrag durch Niederschlag deutlich den Hangwassereintrag übersteigt, kann diese Einflussgröße nicht statistisch bestätigt werden. Der Einfluss des Hangwassereintrags ist in allen Clustern signifikant und lässt sich vermutlich darauf zurückführen, dass permanent in den Erosionsrinnen vorhandenes Hangwasser abfließt und aufgrund dessen wenig mit dem Moorkörper in Kontakt kommt. Dieser kontinuierliche Wasser- und Stofffluss überdeckt den Einfluss der Niederschlagsdeposition und -menge auf die Dynamik der N-Konzentrationen des Abflusses.

Die Nitrat-N-Konzentrationen des Abflusses sind im Vergleich zum Hangwasserzufluss etwas geringer. Die Begründung dafür liegt in der Funktion des Moores als Stoffsenke. Müller und Bauche (1998) ermittelten für das Rote Moor (Hochharz) im Frühjahr und Herbst ohne Trockenperiode mittlere Nitrat-N-Konzentrationen von $0,93 \text{ mg l}^{-1}$ und in Perioden mit vorangegangener Trockenperiode deutlich höhere Nitrat-N-Gehalte von durchschnittlich $15,38 \text{ mg l}^{-1}$ im Moorabfluss. Der zeitliche Verlauf der N-Konzentrationen für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 (Abb. 19 und 20) zeigt, dass in vorliegenden Untersuchungen die höchsten Nitrat-N-Konzentrationen des Abflusses nicht in Verbindung mit verbesserten Mineralisierungsbedingungen nach vorausgegangener Trockenperiode standen, sondern zur Zeit der Schneeschmelze auftreten.

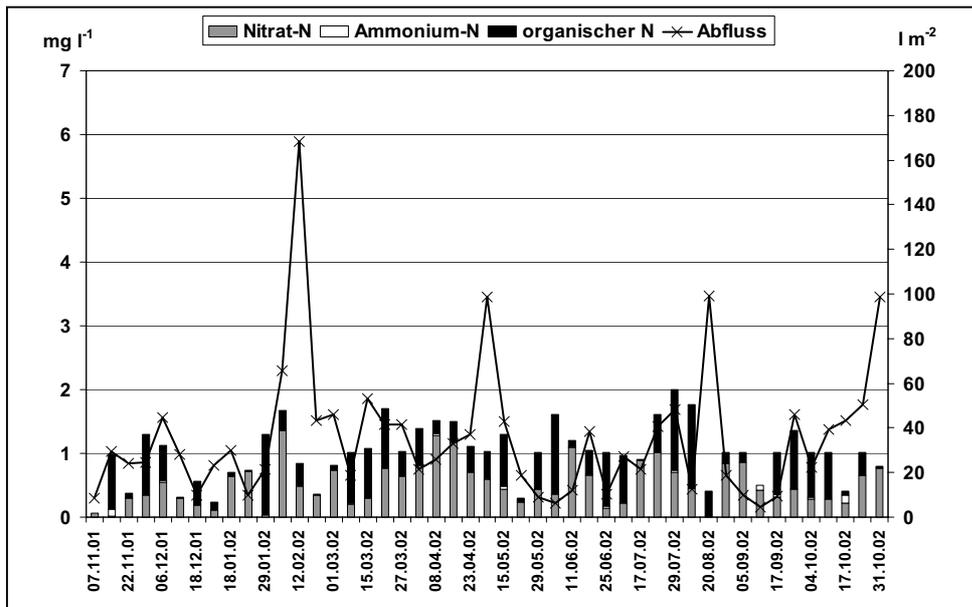


Abb. 19: N-Konzentrationen im Abfluss und Abflussmengen im hydrologischen Jahr 2002

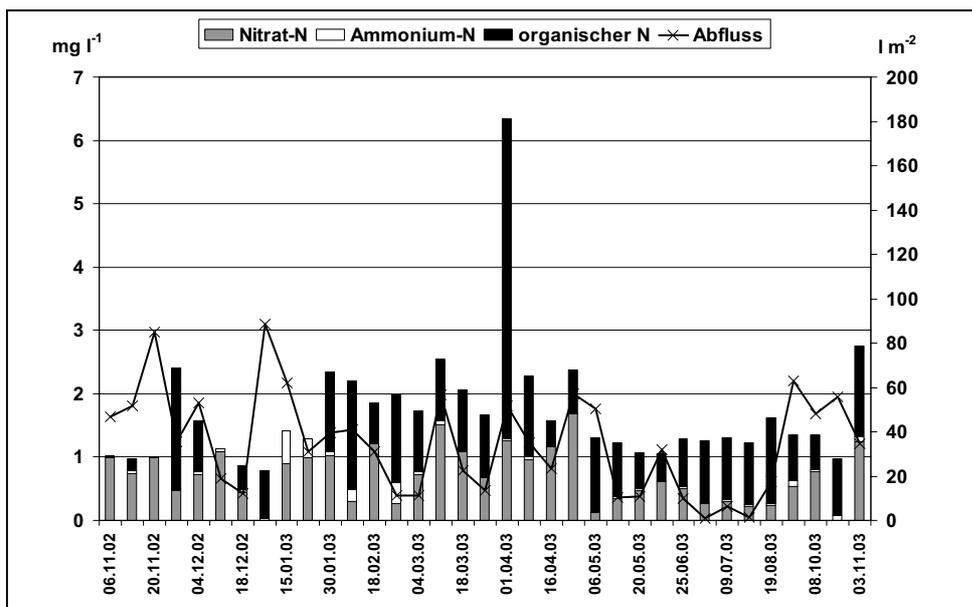


Abb. 20: N-Konzentrationen im Abfluss und Abflussmengen im hydrologischen Jahr 2003

Ein leichter Anstieg der Nitrat-N-Konzentrationen im Herbst ist jedoch anhand der zeitlichen Verläufe der N-Konzentrationen im Abfluss ersichtlich. Aufgrund der infolge höherer Temperaturen und zurückgehender Wasserstände begünstigten Nitrifikation können mit einsetzenden Niederschlägen im Herbst erhöhte Nitratausträge erfolgen (Kieckbusch 2003), die den Anstieg der Nitrat-N-Gehalte des Moorabflusses im Herbst erklären. Wahrscheinlich wird dieser infolge Nitrifikation bedingte Effekt teilweise durch die Nitratretention der Biomasse

überdeckt, so dass im Vergleich zu Müller und Bauche (1998) deutlich niedrigere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte nach Trockenperioden nachweisbar waren. Auf solche infolge der Akkumulation von Nitrat in der Biomasse hervorgerufene Kompensierung von Nitrifikationsprozessen wird auch in der Literatur verwiesen (Yesmin et al. 1995).

Die in vorliegenden Untersuchungen nachgewiesenen Nitratkonzentrationen des Moorabflusses sind insgesamt im Vergleich zum Roten Moor gering. Diese Unterschiede lassen sich dadurch begründen, dass es sich bei dem Roten Moor um ein gestörtes Moor im Stillstandskomplex handelt. Während wachsende Hochmoore durch einen hohen Deckungsgrad an Torfmoosen erheblich zur N-Retention beitragen (Van Breemen 1995, Verhoeven und Liefveld 1997), sind gestörte Moore mit geringerem Deckungsgrad von Torfmoosen durch eine mangelnde Stoffretention charakterisiert und können demzufolge von einer Stoffsenke zur Stoffquelle werden (Müller und Bauche 1998). Da das Ilsemoor als ungestörtes, wachsendes Moor eingeschätzt werden kann, welches einen hohen Deckungsgrad an Torfmoosen besitzt (Kap. 3.5), ist vermutlich die N-Retention der Biomasse verantwortlich für die verhältnismäßig geringen Nitrat-N-Konzentrationen des Moorabflusses.

In Tab. 32 sind die **N-Frachten** des Abflusses und deren Zusammensetzung für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 zusammengefasst.

Tab. 32: N-Frachten des Abflusses der hydrologischen Jahre 2002 und 2003

Hydrologische Jahre	2002	2003
A (mm)	1676	1217
NH₄-N (kg ha⁻¹ a⁻¹)	0,3	0,9
(%)	1,8	4,2
NO₃-N (kg ha⁻¹ a⁻¹)	9,1	9,4
(%)	54,1	44,1
N_t (kg ha⁻¹ a⁻¹)	16,8	21,3

Die N-Fracht im hydrologischen Jahr 2002 beträgt rund $17 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und setzt sich zu etwa 2 % aus $\text{NH}_4\text{-N}$, 54 % $\text{NO}_3\text{-N}$ und 44 % organischen N-Verbindungen zusammen. Im hydrologischen Jahr 2003 ist die Menge des mit dem Abfluss ausgetragenen N mit rund $21 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ bei niedrigen Abflussmengen deutlich höher als im Vorjahr. Ursache dafür sind die in diesem Zeitraum erfassten höheren N-Einträge (Bestandesdeposition, Hangwasserzufluss) sowie vermutlich verbesserte Zersetzungsbedingungen (tiefe Wasserstände, hohe Temperaturen) in den Sommermonaten des Jahres (Kap. 5.2). Hierbei sind wahrscheinlich Mineralisierung als auch Humifizierung von Bedeutung. Die zurückgehenden Wasserstände in den trockenen Sommermonaten haben eine verbesserte Sauerstoffversorgung des Akrotelms zur Folge. Mineralisationsprozesse zeigen deutlich höhere Umsätze unter aeroben

Bedingungen (Vinten und Smith 1993, Succow und Joosten 2001). Hierauf deuten auch die im Vergleich zum Vorjahr höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte des Abflusses hin. Demgegenüber sind die Nitrat-N-Gehalte im hydrologischen Jahr 2003 nicht deutlich höher als im niederschlagsreichen Jahr 2002, woraus sich ableiten lässt, dass entweder die Nitrifikation nicht merklich durch die zurückgehenden Wasserstände gefördert wurde oder wie bereits erläutert, eine erhöhte Nitratakkumulation der Vegetation eventuell die mit der Nitrifikation einhergehende erhöhte Nitratfreisetzung überdeckt. Der im Vergleich zum Vorjahr deutlich höhere organische N-Gehalt des Abflusses deutet darauf hin, dass intensive Zersetzungsprozesse stattfinden (Charman et al. 1994, Yesmin et al. 1995, Kalbitz et al. 1999 b, Kalbitz und Geyer 2002). Während Prechtel et al. (2000) einen Anstieg der Freisetzung des gelösten organischen N nach Trockenheit feststellte, zeigen die vorliegenden Untersuchungen die höchsten organischen N-Gehalte in Verbindung mit der Schneeschmelze (**Cluster 1**; Tab. 30, S. 85), die wahrscheinlich im Zusammenhang mit dem hohen organischen N-Anteil im Schnee stehen. Im Vergleich zu niederschlagsreichen Zeiten (**Cluster 2**) treten in niederschlagsarmen und warmen Zeiträumen (**Cluster 3**) höhere organische N-Gehalte auf, die auf die bereits erwähnten intensiver ablaufenden Umsetzungsprozesse hinweisen. Der organische N-Anteil des Abflusses von insgesamt 44 % (2002) und 52 % (2003) ist im Vergleich zum Hangwasserzufluss deutlich höher. Hohe organische N-Gehalte sind charakteristisch für Moorwässer beziehungsweise Fließgewässer aus Mooren, wobei der größte Teil gelöster organischer N-Verbindungen in Form von Huminstoffen vorliegt, die bei der Torfbildung aus abgestorbener Biomasse aufgebaut werden (Göttlich 1990, Succow und Joosten 2001, Kieckbusch 2003). Gelöste Huminstoffe erklären demzufolge den nachgewiesenen hohen organischen N-Anteil im Abfluss. Auch Kieckbusch (2003) gibt hohe organische N-Gehalte des N-Austrags von Mooren in Größenordnungen von 58 bis 72 % an. Müller und Bauche (1998) zeigten deutliche Unterschiede der organischen N-Gehalte im Abfluss des Roten Moores (Hochharz) in Abhängigkeit von den Mineralisierungsbedingungen. Sie stellten im Frühjahr und Herbst ohne Trockenperioden organische N-Gehalte von insgesamt 67 % fest. Nach Austrocknungsperioden erhöhte sich aufgrund einer Begünstigung der aeroben Mineralisation der anorganische N-Gehalt merklich und der organische N zeigte nur noch einen Anteil von 17 %. Dieser Zusammenhang wird in vorliegenden Untersuchungen nicht bestätigt. Untersuchungen von Yesmin et al. (1995) zum N-Austrag verschiedener Standorte Großbritanniens ergaben ebenfalls hohe organische N-Gehalte des Austrags, wobei eine Abhängigkeit zwischen der Höhe des organischen N-Austrags zur Höhe des eingetragenen N bestand. Während N-Austräge aus Mooren mit geringer N-Deposition ($< 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) dominiert waren von organischen N-Verbindungen und Nitrat-N, nahm mit zunehmenden N-Einträgen der Austrag von organischen N-Verbindungen verhältnismäßig ab. Als Ursache dafür geben Yesmin et al. (1995) an, dass die Vegetation an Standorten mit

hohen N-Einträgen Nitrat und Ammonium bevorzugter direkt aus dem Niederschlag als aus der Mineralisierung aufnimmt und folglich die Mineralisierung organischer Substanz eingeschränkt wird. Der in vorliegenden Untersuchungen ermittelte hohe Eintrag anorganischer N-Verbindungen lässt erwarten, dass dieser Effekt ebenfalls am Untersuchungsstandort von Bedeutung ist, aber anhand des insgesamt kurzen Untersuchungsumfangs nicht nachgewiesen werden kann.

5.3.2.2 Atmosphäre (Spurengase)

In Tab. 33 sind die mittleren N₂O-N-Emissionen der 10 beprobten Gashauben für den Untersuchungszeitraum dargestellt. Die an den jeweiligen Probenahmeterminen und an den einzelnen Messstellen gemessenen N₂O-Emissionen sind aus Anlage 49 ersichtlich.

Tab. 33: Mittlere N₂O-N-Emissionen der Messstellen im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche im Zeitraum 19.06.02 bis 09.07.03

N ₂ O-N ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Messstellen im Hangwasserbereich	Messstellen auf der zentralen Moorfläche
n	12	12
S	4,2	6,3
Min	- 0,9	- 0,5
Max	37,1	29,6
s _S	10,6	8,24

n: Stichprobenumfang (= Anzahl der Messtermine); S: arithmetisches Mittel; s_S: Standardabweichung

Es wurden 4 Gashauben im Hangwasserbereich und 6 Gashauben auf der zentralen Moorfläche eingebaut. Im Hangwasserbereich wurden durchschnittliche N₂O-N-Emissionen von 4,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ mit einer sehr großen Schwankungsbreite von 38 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ermittelt. Die Messstellen auf der zentralen Moorfläche zeigen etwas höhere mittlere N₂O-N-Emissionen von 6,3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, die zwischen – 0,5 bis rund 30 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ schwanken. Die Unterschiede der nachgewiesenen N₂O-N-Emissionen im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche sind nicht signifikant.

Anlage 50 zeigt den zeitlichen Verlauf der nachgewiesenen N₂O-N-Emissionen und die an den jeweiligen Messterminen gemessenen Bodentemperaturen in 10 cm Tiefe. Zwischen Bodentemperatur und N₂O-N-Emission besteht kein signifikanter Zusammenhang. Deutliche Anstiege der N₂O-N-Emissionen konnten am 19.06.02 und am 06.05.03 beobachtet werden.

Untersuchungen von Brumme et al. (1999) an 11 Waldstandorten in Deutschland ergaben eine Differenzierung in 3 Emissionstypen. Standorte mit saisonalem Emissionsmuster zeigten die höchsten N₂O-Emissionen und eine deutliche Abhängigkeit zur Temperatur. In den

Sommermonaten bei hohen Temperaturen und ausreichender Wassersättigung traten erhöhte N_2O -Emissionen auf. Ursache dafür sind intensive mikrobielle Umsetzungen und hiermit verbunden ein höherer Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen und Pflanzen (Groffman 1991). Da anhand vorliegender Untersuchungen keine Abhängigkeit zwischen der Höhe der N_2O -Emission zur Temperatur nachgewiesen wurde, zählt der Standort nicht zum saisonalen Emissionstyp, sondern zum Backgroundtyp. In den meisten Waldökosystemen der gemäßigten Klimazone ist dieser Emissionstyp vorherrschend, der insgesamt die niedrigsten N_2O -Emissionen besitzt und keine Korrelation zu den klimatischen Faktoren aufweist (Schmidt et al. 1988, Bowden et al. 1990, Klemetson et al. 1997, MacDonald et al. 1997). Anhand des zeitlichen Verlaufs der gemessenen N_2O -Emissionen wird ersichtlich, dass die Backgroundemissionen durch erhöhte Emissionen besonders deutlich an 2 Terminen unterbrochen werden. Dieses Emissionsmuster wird von Brumme et al. (1999) als ereignisbezogene Emissionen bezeichnet. Kurze Perioden hoher Emissionen können in Verbindung mit der Wiedervernässung im Sommer oder während Frost – Auftauperioden im Winter auftreten. Die Wiedervernässung im Sommer liefert aufgrund der Kombination hoher Bodentemperaturen und ausreichender Wassergehalte optimale Bedingungen für die Bildung von N_2O (Brumme et al. 1999).

Der genannte Peak der N_2O -Emissionen während der Sommerperiode wurde am Untersuchungsstandort am 19.06.02 mit maximal $143 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Haube 6) ermittelt. In der Literatur werden erhöhte N_2O -Freisetzungen, die im Zusammenhang mit Wiedervernässungsperioden in den Sommermonaten auftraten von $40 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Ambus und Christensen 1995), $160 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Zechmeister-Boltenstern und Meger 1997) und $250 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ angegeben (Brumme et al. 1999). Am Untersuchungsstandort sind die hohen N_2O -Freisetzungen am 19.06.02 nicht durch eine Wiedervernässung begründet, sondern stehen im Zusammenhang mit sinkenden Wasserständen aufgrund geringer Niederschläge und hoher Temperaturen (Cluster 3, Kap. 5.3.2.1). Aufgrund der hohen Wassersättigung eines Moores trocknet der Torfhorizont bei einem ungestörten Moor nie vollständig aus. Eher wirken die hohen Wasserstände einer N_2O -Bildung entgegen (Granli und Bøckman 1994, Nykänen et al. 1995, Brumme et al. 1999). Die Produktion von N_2O wird bei mittlerer Belüftung gefördert. Optimal hierbei ist der Wechsel von anaeroben und aeroben Bedingungen (Granli und Bøckman 1994). Demzufolge ist es möglich, dass der niedrige Wasserstand und die hiermit verbundene verbesserte Sauerstoffversorgung am 19.06.02 für den beobachteten N_2O -Peak verantwortlich ist. Die Kombination von hohen Temperaturen und niedrigen Wasserständen führt zu einer Förderung mikrobieller Umsetzungen, insbesondere der aeroben Mineralisation. Hierdurch erfolgt die Bildung von Nitrat als Voraussetzung für die Freisetzung von N_2O . Auf Anstiege der N_2O -Emissionen infolge erhöhter Mine-

realisationsprozesse wird häufig in der Literatur verwiesen (Breitenbeck et al. 1980, Li et al. 1994, Updegraff et al. 1995). Zu dem können ebenso gesteigerte Humifizierungsprozesse in Mooren den N-Kreislauf beschleunigen und damit die N₂O-Emission fördern (Freeman et al. 1993, Martikainen et al. 1993 b).

Der am 06.05.03 erfasste zweite N₂O-Peak zeigte N₂O-Freisetzungen von rund 46 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ (Haube 4) bis maximal 87 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ (Haube 3). Die Ursache für diese hohen N₂O-Emissionen sind vermutlich Auftauprozesse. Die meisten Untersuchungen zur N₂O-Freisetzung ergaben starke Anstiege der Emissionen während Auftauphasen (Goodroad und Keeney 1984, Edwards und Kilham 1986, Christensen und Tiedje 1990, Burton und Beauchamp 1994, Flessa et al. 1995, Wagner-Riddle und Thurtell 1998, Teepe et al. 2001). Wenige Untersuchungen weisen ebenfalls erhöhte N₂O-Bildungen innerhalb von Frostperioden nach, die darauf hindeuten, dass auch im gefrorenen Boden Mikroorganismen in bestimmten Bereichen aktiv sein können (Kaiser und Heinemeyer 1996, Röver et al. 1998, Kaiser et al. 1998, Papen und Butterbach-Bahl 1999, Teepe et al. 2001). Diese Bereiche beschränken sich auf einen dünnen Film von Bodenwasser, der in flüssiger Phase in der Bodenmatrix eingeschlossen ist (Edwards und Cresser 1992, Stadler 1996). In diesem flüssigen Wasserfilm herrschen Bedingungen vor, welche Denitrifikationsprozesse fördern und zwar zum einen durch eine mangelnde Sauerstoffversorgung und zum anderen durch das Vorhandensein leicht verfügbarer C-Quellen, die aus dem Absterben mikrobieller Biomasse durch Frost resultieren (Christensen und Tiedje 1990, Christensen und Christensen 1991). Hinzu kommt ein Anstieg der Nährstoffkonzentrationen in dem flüssigen Film, da Ionen durch das wachsende Eisgitter ausgeschlossen werden (Edwards und Cresser 1992, Stähli und Stadler 1997). Diese Bedingungen, verbunden mit einer Hemmung der N₂O-Reduktase bei niedrigen Temperaturen (Melin und Nommik 1983), können zu einer Anreicherung von N₂O im Boden beziehungsweise zu einer möglichen Freisetzung von N₂O durch Risse in der Eisschicht führen (Teepe et al. 2001). Während der Auftauperioden verschwinden die Diffusionsbarrieren vollständig und das im Boden angereicherte N₂O wird freigesetzt, wodurch hohe N₂O-Peaks auftreten (Bremner et al. 1980, Teepe et al. 2001, Müller et al. 2003). Diese in Verbindung mit Frost- beziehungsweise Auftauprozessen in Zusammenhang stehenden hohen N₂O-Freisetzungen sind die Ursache dafür, dass an manchen Standorten bis zu 70 % der gesamten Jahresemission auf Winter und Frühjahr konzentriert sein können (Dörsch et al. 1993, Röver et al. 1998). Da in eigenen Untersuchungen aufgrund der Schneebedeckung der Gashauben in den Wintermonaten keine Messungen vorgenommen wurden, kann nicht geklärt werden, wie hoch der Anteil der N₂O-Emissionen in diesem Zeitraum war. Aufgrund der vorhandenen hohen Schneedecke und damit verbundenen Diffusionsbarriere können jedoch weitestgehend N₂O-Freisetzungen ausgeschlossen werden. Teepe et al. (2001)

wiesen Freisetzungen von 14 bis 100 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und 10 bis 63 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ innerhalb von 2 Auftauprozessen nach, die gut mit den eigenen Messungen während des Auftauprozesses übereinstimmen. Die N_2O -Peaks wurden jedoch nicht in allen Gashauben erfasst. Die Ursache dafür liegt möglicherweise in zeitlich differenzierten Auftauvorgänge innerhalb der heterogenen Moorfläche begründet.

Insgesamt ist die am Untersuchungsstandort ermittelte N_2O -Emission als gering einzuschätzen.

Für den Untersuchungszeitraum ergibt sich eine **Fracht** von $0,25 \pm 0,44 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Diese N_2O -Austräge stimmen gut mit Angaben aus der Literatur für N_2O -Emissionen aus Mooren überein. Nykänen et al. (1995) wiesen zum Beispiel für ein ungestörtes finnisches Moor N_2O -Emissionsraten von $0,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach. Untersuchungen von Müller und Bauche (1998) zeigten für ein teilweise gestörtes Moor etwas höhere N_2O -Freisetzungen von $0,38 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Natürliche ungestörte Moore zeigen geringe N_2O -Freisetzungen aufgrund ihrer hohen Wassersättigung, während entwässerte Moore entscheidende Quellen für N_2O sein können (Martikainen et al. 1993 b, Regina et al. 1998). Unter konstant anaeroben Verhältnissen erfolgt keine Freisetzung von N_2O , da aufgrund des Sauerstoffmangels die Nitrifikation gehemmt wird, die einerseits direkt N_2O als Zwischenprodukt bilden kann und andererseits durch Bildung von Nitrat den Ausgangsstoff für die Denitrifikation liefert (Granli und Bøckmann 1994). Mit zunehmendem Wassergehalt des Bodens gewinnt die Bildung von N_2 an Bedeutung und demzufolge sinkt das $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ -Verhältnis (Granli und Bøckman 1994, Brumme et al. 1999). Hierauf lässt sich auch zurückführen, dass die Messstellen mit hoher Wassersättigung im Hangwasserbereich im Vergleich zu den Messstellen mit geringerer Wassersättigung auf der zentralen Moorfläche niedrigere mittlere $\text{N}_2\text{O-N}$ -Freisetzungen aufweisen. Voraussetzung für die Bildung von N_2 sind ebenfalls zeitweise vorherrschende aerobe Bedingungen, die zur Nitratbildung führen. Ob am Untersuchungsstandort aufgrund der relativ hohen Wassersättigung die Bildung von N_2 von Bedeutung ist, kann anhand vorliegender Untersuchungen nicht geklärt werden. Aufgrund des hohen Nitratsintrags mit Hangwasser und Niederschlag lassen sich N_2 Emissionen vermuten. In Quell- und Durchströmungsmooren mit hohem Nitratzuström wurde innerhalb kurzer Wegstrecken eine vollständige Denitrifikation des eingetragenen Nitrats nachgewiesen (Hoffmann 1998). Hohe Sauerstoff- und Nitratgehalte sowie Redoxpotenziale des Moorwassers (Kap. 5.4), die keine reduzierenden Bedingungen anzeigen, weisen dagegen darauf hin, dass vermutlich am Untersuchungsstandort N_2 -Emissionen von untergeordneter Bedeutung sind.

5.4 Moorwasser

Analog zum Hangwasserzufluss (Kap. 5.3.1.3) und zum Abfluss (Kap. 5.3.2.1) wurden bei der Auswertung der Moorwasseruntersuchungen drei unterschiedliche **Cluster** ausgewiesen, deren Charakteristik aus Tab. 34 hervorgeht.

Tab. 34: Charakteristik der mittels Clusteranalyse ausgewiesenen Cluster des Moorwassers (Mittelwerte = Clusterschwerpunkt und Standardabweichungen)

Cluster 1	Hangwasserbereich		Zentrale Moorfläche		
Messstellen	1	2	3	4	5
n	33	26	31	15	33
T (° C)	- 0,4 ± 2,8	- 0,01 ± 2,8	4,7 ± 6,8	0,7 ± 3,2	- 0,3 ± 2,6
N _F (mm d ⁻¹)	3,9 ± 2,7	4,4 ± 2,5	3,1 ± 2,4	5,5 ± 5,2	3,8 ± 2,6
Wasserstand (cm Flur)	2,8 ± 3,3	- 0,1 ± 2,4	- 16,0 ± 4,3	- 19,0 ± 7,1	- 10 ± 5,0
pH	4,6 ± 0,3	4,7 ± 0,3	4,8 ± 0,4	5,1 ± 0,5	4,9 ± 0,4
LF (µS cm ⁻¹)	47,0 ± 6,0	41,0 ± 11,4	33,1 ± 8,0	45,0 ± 23,0	31,2 ± 5,8
O ₂ (mg l ⁻¹)	5,7 ± 2,0	1,4 ± 1,3	2,1 ± 1,7	0,7 ± 0,4	1,6 ± 0,8
RP (mV)	155,0 ± 180,0	55,2 ± 152,0	- 26,0 ± 102,0	89,0 ± 176,0	12,8 ± 121,0
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,9 ± 0,6	0,8 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,6 ± 0,4	0,4 ± 0,3
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,3	0,2 ± 0,1
N _{org} (mg l ⁻¹)	0,5 ± 0,5	0,4 ± 0,4	0,4 ± 0,5	0,9 ± 0,5	0,3 ± 0,4
Cluster 2	Hangwasserbereich		Zentrale Moorfläche		
Messstellen	1	2	3	4	5
n	11	9	28	7	14
T (° C)	3,7 ± 2,6	3,1 ± 2,4	3,2 ± 4,1	5,2 ± 5,6	5,0 ± 4,3
N _F (mm d ⁻¹)	13,2 ± 3,1	13,0 ± 3,1	8,7 ± 5,0	8,6 ± 4,4	13,0 ± 3,6
Wasserstand (cm Flur)	0,9 ± 2,8	2,1 ± 3,3	- 0,8 ± 5,3	- 0,9 ± 7,0	- 5,0 ± 4,4
pH	4,9 ± 0,2	4,7 ± 0,1	4,7 ± 0,2	4,6 ± 0,3	4,9 ± 0,2
LF (µS cm ⁻¹)	46,0 ± 5,0	36,0 ± 2,2	33,0 ± 6,0	30,0 ± 4,0*	28,4 ± 2,7
O ₂ (mg l ⁻¹)	4,7 ± 1,3	1,8 ± 1,4	3,9 ± 2,4	0,8 ± 0,5*	1,1 ± 1,2
RP (mV)	208,0 ± 209,0	119,0 ± 167,0	59,0 ± 135,0	155,0 ± 149,0*	19,2 ± 143,0
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,8 ± 0,5	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,5	0,9 ± 0,5	0,5 ± 0,2
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,1
N _{org} (mg l ⁻¹)	0,3 ± 0,3	0,4 ± 0,3	0,4 ± 0,4	0,2 ± 0,3*	0,3 ± 0,3
Cluster 3	Hangwasserbereich		Zentrale Moorfläche		
Messstellen	1	2	3	4	5
n	36	35	19	11	37
T (° C)	11,6 ± 3,0	12,0 ± 3,0	12,1 ± 3,4	11,3 ± 3,4	12,0 ± 3,0
N _F (mm d ⁻¹)	4,0 ± 3,0	4,4 ± 3,6	3,1 ± 3,0	2,2 ± 2,0	3,4 ± 2,4
Wasserstand (cm Flur)	- 0,1 ± 4,8	- 6,0 ± 4,1	- 28,0 ± 4,7	- 29,4 ± 6,0	- 16,0 ± 4,7
pH	4,8 ± 0,3	4,7 ± 0,4	5,2 ± 0,2	5,3 ± 0,5	4,9 ± 0,3
LF (µS cm ⁻¹)	47,0 ± 6,0	40,0 ± 14,0	33,0 ± 9,3	57,4 ± 21,0	31,0 ± 6,0
O ₂ (mg l ⁻¹)	3,4 ± 1,4	0,9 ± 0,9	2,6 ± 3,0	1,3 ± 0,9	1,2 ± 1,5
RP (mV)	186,0 ± 170,0	77,0 ± 173,1	- 78,4 ± 67,1	- 74,4 ± 114,3	- 54,0 ± 83,4
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,5 ± 0,3	0,6 ± 0,4	0,6 ± 0,3	0,7 ± 0,8	0,4 ± 0,3
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,04 ± 0,03	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,2	1,1 ± 1,2	0,2 ± 0,1
N _{org} (mg l ⁻¹)	0,5 ± 0,4	0,5 ± 0,4	0,7 ± 0,4	0,9 ± 1,0	0,4 ± 0,4

* wenig Daten, RP: Redoxpotenzial

Die an den Probenahmeterminen erhobenen Parameter des Moorwassers sind Anlage 51 zu entnehmen. Für die Clusteranalyse wurden folgende Merkmale geprüft: Temperatur (Durchschnittstemperatur des Zeitraumes zwischen den Probenahmeterminen), Niederschlagssummen (durchschnittliche Tagessummen des Zeitraumes zwischen den Probenahmeterminen), Wasserstand, NH_4 - und NO_3 -N-Gehalte des Moorwassers (aktuell an Probenahmeterminen). Hinsichtlich der klimatischen Bedingungen ergibt sich auch hier eine Unterteilung in Zeiträume mit:

- niedrigen Temperaturen, mittleren Niederschläge und mittleren bzw. hohen Wasserständen (**Cluster 1**)
- mittleren Temperaturen, hohen Niederschlägen und hohen Wasserständen (**Cluster 2**)
- hohen Temperaturen, niedrigen Niederschlägen und niedrigen Wasserständen (**Cluster 3**)

Somit schließt analog zum Hangwasserzufluss und Abfluss **Cluster 1** die Schneeschmelze, **Cluster 2** Starkniederschlagsereignisse und **Cluster 3** trockene und warme Sommermonate ein. Die Zuordnung des Datenmaterials der Messstellen zu den jeweiligen Clustern variiert geringfügig aufgrund differenzierter hydrologischer Verhältnisse innerhalb des Moores, so dass die durchschnittlichen Temperaturen und Niederschläge der Cluster nicht für alle Messstellen identisch, jedoch ähnlich, sind.

Neben klimatischen Verhältnissen wird die Moorwasserchemie und deren Dynamik durch eine Vielzahl weiterer Faktoren geprägt. Hierzu zählen: Eigenschaften des Torfs (Zersetzungsgrad, Torfmächtigkeit, etc.), Vegetationsverhältnisse, Relief und daraus resultierende Wasserbewegung sowie Mineralbodenwasserzufluss (Hangwasser). Die Messstellen wurden auch hier differenziert in Hangwasserbereich (Mst. 1 und 2) und in zentrale Moorfläche (Mst. 3 bis 5, Kap. 5.1.2). Neben dem Relief ist die Lage und Entfernung der Piezometer zu den Erosionsrinnen für die Auswertung der hydrochemischen Parameter des Moorwassers bedeutsam.

Die Messstellen im **Hangwasserbereich** weisen die höchsten Nitrat-N-Gehalte von durchschnittlich $0,9 \text{ mg l}^{-1}$ (Mst. 1) und $0,8 \text{ mg l}^{-1}$ (Mst. 2) im **Cluster 1** auf. Diese hohen NO_3 -N-Konzentrationen sind verknüpft mit der Schneeschmelze und hiermit verbundenen Stoffausträgen, die sich ebenfalls im Hangwasserzufluss wiederfinden (Kap. 5.3.1.3). Der Einfluss des Schmelzwasserabflusses wird besonders an der Messstelle 1 deutlich. Hohe Wasserstände und hohe Sauerstoffgehalte von durchschnittlich $5,7 \text{ mg l}^{-1}$ deuten auf einen

starken Wasserzustrom hin. Im **Cluster 2** zeigen die Messstellen im Hangwasserbereich ebenfalls hohe Nitrat-N-Konzentrationen von im Mittel 0,8 und 0,7 mg l⁻¹, hohe Sauerstoffgehalte von durchschnittlich 4,7 und 1,8 mg l⁻¹ sowie hohe mittlere Redoxpotenziale von 208 und 119 mV, die einen deutlichen Sauerstoffeintrag durch hohe Hangwasserzuflussmengen anzeigen und darüber hinaus den Einfluss der mit dem Hangwasserzufluss eingetragenen Nitrat-Fracht ableiten lassen. Die geringsten Nitrat-N-Konzentrationen von durchschnittlich 0,5 und 0,6 mg l⁻¹ und die niedrigsten mittleren Sauerstoffgehalte von 0,5 und 0,6 mg l⁻¹ des Moorwassers im Hangwasserbereich wurden im **Cluster 3** nachgewiesen und deuten auf einen geringen Wasserzufluss aufgrund niedriger Niederschläge und hoher Verdunstung in diesen Zeiträumen hin. Die niedrigen NO₃-N-Konzentrationen stehen zudem vermutlich im Zusammenhang mit einer geringen Nitratfracht im Hangwasserzufluss, die durch eine erhöhte Pflanzenaufnahme während der Vegetationsperiode begründet ist (Kap. 5.3.1.3). Die in allen Clustern verhältnismäßig hohen Sauerstoff- und Nitrat-N-Gehalte sowie Redoxpotenziale der Messstellen im Hangwasserbereich stützen die Aussage, dass aufgrund des Gefälles und damit der höheren Fließgeschwindigkeit des Wassers die Moorwasserchemie entscheidend beeinflusst wird. Hierfür sprechen auch die vernachlässigbar geringen Ammonium-N-Konzentrationen des Moorwassers.

Die Redoxpotenziale des Moorwassers im Hangwasserbereich nehmen mit zunehmender Tiefe signifikant ab und lassen auf Umsetzungsprozesse schließen. Die Sauerstoffgehalte zeigen keine signifikanten Unterschiede in Abhängigkeit der Tiefe (Anlage 51). Der Einfluss von Hangwasser auf die N-Konzentrationen im Moorwasser des unmittelbaren Hangwasserbereiches ist in allen Clustern statistisch nachweisbar (Tab. 35).

Tab. 35: Nachgewiesene Korrelationen des Moorwassers im Hangwasserbereich

Korrelationen (r)	Cluster 1		Cluster 2		Cluster 3	
	Mst. 1	Mst. 2	Mst. 1	Mst. 2	Mst. 1	Mst. 2
NH₄ MW – NH₄ H	n. s.	0,77	0,61	0,70	0,63	n. s.
NO₃ MW – NO₃ H	n. s.	0,68	n. s.	n. s.	0,70	0,70
NO₃ MW – NO₃-N_F	n. s.	0,39	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
NO₃ MW – H	n. s.	0,41	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

MW: Moorwasser, H: Hangwasserzuflussmenge, n. s.: nicht signifikant

Erstaunlicherweise sind keine signifikanten Korrelationen der NH₄- und NO₃-N-Konzentrationen des Moorwassers an Messstelle 1 zu den N-Frachten im Hangwasserzufluss während der Schmelze vorhanden. Eine Begründung dafür ist wahrscheinlich, dass sich die mit dem Schmelzwasserzufluss ausgetragene N-Fracht erst zeitlich verzögert im Moorwasser wiederfindet. Umsetzungs Vorgänge, wie Mineralisierung und Humifizierung, können im Hangwasserbereich nicht erfasst werden.

Die Moorwasserchemie und Dynamik der ermittelten hydrochemischen Parameter auf der **zentralen Moorfläche** (Tab. 36) zeigt Unterschiede zu den Messstellen mit unmittelbarem Hangwasserzufluss. Im Vergleich zu den Messstellen 1 und 2 treten hier nicht die höchsten Nitrat-N-Konzentrationen des Moorwassers im **Cluster 1** auf, sondern sind mit auftretenden Starkniederschlägen im **Cluster 2** verbunden. In diesem Cluster weisen alle Messstellen der zentralen Moorfläche die höchsten durchschnittlichen Nitrat-N-Gehalte von 0,7; 0,9 und 0,5 mg l⁻¹ und die niedrigsten Ammonium-N-Konzentrationen von 0,1; 0,2 und 0,2 mg l⁻¹ auf, die auf die Beeinflussung durch die stark wasserführenden Erosionsrinnen infolge hoher Niederschläge zurückzuführen sind. Hierfür sprechen auch die in diesem Cluster nachgewiesenen hohen Sauerstoffgehalte und Redoxpotenziale. Hoch signifikante Zusammenhänge zwischen Nitrat-Konzentrationen im Moorwasser zur Nitrat-Fracht im Hangwasserzufluss konnten bei den Messstellen 3 und 4 nachgewiesen werden und bestätigen somit einen raschen Abfluss von Hangwasser über Erosionsrinnen bei Starkniederschlägen (Tab. 36; Abb. 21).

Tab. 36: Nachgewiesene Korrelationen der Moorwasseruntersuchungen auf der zentralen Moorfläche

Korrelationen (r)	Cluster 1			Cluster 2			Cluster 3		
	Mst. 3	Mst. 4	Mst. 5	Mst. 3	Mst. 4	Mst. 5	Mst. 3	Mst. 4	Mst. 5
NH₄ MW – NH₄ H	0,44	n. s.	0,40						
NO₃ MW – NO₃ H	n. s.	0,69	0,71	0,80	0,90	n. s.	0,58	n. s.	0,70
NH₄ MW – NH₄ N_F	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,90	n. s.	n. s.	n. s.	0,34
NO₃ MW – NO₃-N_F	n. s.	n. s.	0,59	n. s.	0,75	n. s.	0,60	n. s.	0,42
NO₃ MW – H	n. s.	n. s.	0,36	n. s.					
NO₃ MW – N_F	n. s.	0,50	n. s.	n. s.					
NH₄ MW – O₂ MW	n. s.	- 0,54							
NH₄ MW – T MW	n. s.	- 0,72	n. s.	0,34					
NO₃ MW – RP MW	n. s.	- 0,36							

Zudem besteht eine signifikante Korrelation zwischen Nitrat-Gehalten des Moorwassers an Messstelle 4 und der eingetragenen Nitrat-Deposition durch Niederschlag. Dieser Zusammenhang lässt sich darauf zurückführen, dass neben Hangwasser auch Niederschlag in den

Erosionsrinnen abfließt, dessen Einfluss aufgrund des hohen Wasserzuflusses in diesem Cluster nachweisbar ist.

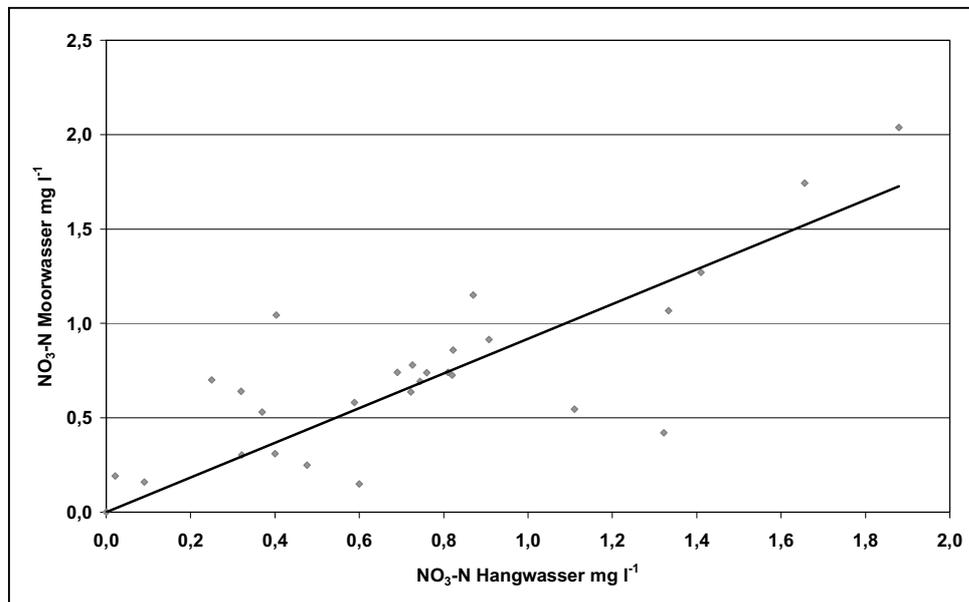


Abb. 21: Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Gehalt im Hangwasserzufluss und Moorwasser (Mst. 3) auf der zentralen Moorfläche im Cluster 2

Auch Werner (1990) wies einen Zusammenhang der Nitratgehalte im Moorwasser zu unmittelbar vorangegangenen Niederschlagsereignissen nach. In Verbindung mit herbstlichen Starkniederschlägen stehende Nitratpeaks im Moorwasser werden oft in der Literatur angegeben (Aue 1993, Drews 1995, Kalbitz et al. 1999 a, Kieckbusch und Schrautzer 2001, Kieckbusch 2003). Die bei der Mineralisierung organischer Substanz in den Sommermonaten im aeroben Akrotelm freigesetzten Nährstoffe werden bei den ersten herbstlichen Starkregenereignissen mit dem Sickerwasser verlagert. Die Mineralisierung in der ungesättigten Bodenzone in den Sommermonaten schließt demzufolge die Nitrifikation ein (Kieckbusch 2003). Diese Nitratverlagerungen im Einzugsgebiet wirken sich ebenfalls auf die Nitratfracht im Hangwasser aus und begründen die im **Cluster 2** ermittelten hohen Nitratgehalte des Moorwassers. Auch können vorausgegangene Mineralisationsprozesse im Akrotelm des Moores bei niedrigen Wasserständen am Nitratatrag beteiligt sein. Im **Cluster 1** zeigen die Messstellen auf der zentralen Moorfläche niedrige Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen im Moorwasser und unterscheiden sich damit von den Messstellen im Hangwasserbereich. Die Ursache dafür ist, dass die Schneeschmelze und hiermit verbundene Schmelzwasserausträge zeitlich differenziert ablaufen und somit unterschiedliche Auswirkungen auf die Moorwasserchemie der einzelnen Messstellen haben. Während sich im Hangwasserbereich bereits infolge des Schmelzwasserabflusses aus den oberhalb gelegenen Bereichen des Einzugsgebietes hohe Wasserzuflüsse und Stoffeinträge beobachten

lassen, kann auf der Moorfläche bis auf sich bildende Schmelzwasserrinnen noch eine geschlossene Schneedecke vorhanden sein (Kap. 5.1.2). Bestätigt wird diese Tatsache durch die in diesem Cluster auf der zentralen Moorfläche auftretenden relativ niedrigen Wasserstände. Bei vorhandener geschlossener Schneedecke wird das Wasser hauptsächlich in Schmelzwasserrinnen abgeführt. Erosionsrinnen sind in diesen Zeiten eher von untergeordneter Bedeutung. Aufgrund des im **Cluster 1** überwiegend auf der zentralen Moorfläche noch gefrorenen Bodens und der vorhandenen geschlossenen Schneedecke sind die Wasserflüsse in diesem Zeitraum noch gering und erklären die niedrigen Nitratgehalte sowie niedrigen Sauerstoffgehalte. Dennoch wurde im Cluster 1 eine Korrelation der NO_3^- - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen des Moorwassers auf der zentralen Moorfläche zu der N-Fracht im Hangwasserzufluss nachgewiesen, die auf differenziert einsetzende Schneeschmelze und bevorzugte Fließwege hindeutet. In diesem Zusammenhang ist auch die Korrelation der Nitrat-N-Gehalte des Moorwassers an Messstelle 6 zur Nitrat-Fracht im Niederschlag zu sehen. Ebenfalls die Messstelle 2 im Hangwasserbereich zeigt diesen Zusammenhang. Eine Korrelation zur Nitratdeposition im Winterzeitraum wurde auch bei der Auswertung des Moorabflusses gefunden (Kap. 5.3.2.1) und bestätigt den Abfluss über die teilweise noch gefrorene Schneedecke hinweg.

Die negative Korrelation zwischen den Ammonium-N-Gehalten des Moorwassers an Messstelle 4 zur Temperatur (Tab. 36, Anlage 52) lässt sich folgendermaßen erklären. Höhere Temperaturen führen zu Auftauprozessen, wodurch ein Schmelzwasserabfluss entsteht. Hiermit kann ein Sauerstoffeintrag verbunden sein, der geringere Ammonium-N-Konzentrationen im Moorwasser zur Folge hat.

Cluster 3, welches Zeiträume mit den niedrigsten durchschnittlichen Wasserständen und Niederschlägen beinhaltet, zeigt die höchsten Ammonium-N-Konzentrationen des Moorwassers auf der zentralen Moorfläche. Hierfür kann zum einen ein infolge geringer Wasserbewegung mangelnder Sauerstoffeintrag verantwortlich gemacht werden, welcher zu reduzierenden Bedingungen führt. Unter anaeroben Bedingungen nutzen fakultative oder obligate Anaerobier anstelle von Sauerstoff andere Elektronenakzeptoren (z. B. Nitrat, Mangan, Eisen, Sulfat, Kohlendioxid) für die Oxidation der organischen Substanz (Mitsch und Gosse-link 2000). Die Ammonifikation im anaeroben Bereich erfolgt durch reduktive Desaminierung (Vymazal 2001). Gegen diese anaeroben Umsetzungsprozesse sprechen jedoch die in diesem Cluster im Moorwasser nachgewiesenen verhältnismäßig hohen mittleren Sauerstoffgehalte von 2,6; 1,3 und 1,2 mg l^{-1} und die erfassten Nitrat-N-Konzentrationen von durchschnittlich 0,6; 0,7 und 0,4 mg l^{-1} . Obwohl ein an Messstelle 5 wahrgenommener fauliger Geruch des Moorwassers eine Sulfatreduktion vermuten lässt, konnten anhand der

ermittelten Sauerstoffgehalte und Redoxpotenziale keine stark reduzierenden Bedingungen abgeleitet werden. Wahrscheinlich stehen in Verbindung mit den sinkenden Wasserständen, die auch zu einer besseren Sauerstoffversorgung des Akrotelms führen, und den hohen Temperaturen Umsetzungsprozesse. Eine in den Sommermonaten mit ungesättigten Verhältnissen in den oberen Bodenschichten (Akrotelm) im Zusammenhang stehende Mineralisation wird häufig in der Literatur für erhöhte NH_4 -Konzentrationen im Moorwasser verantwortlich gemacht (Grootjans 1985, Aue 1993, Drews 1995, Kieckbusch und Schrautzer 2001, Kieckbusch 2003). Neben der höheren Nettomineralisierung bei hohen Temperaturen kann ebenso eine Aufkonzentrierung in Trockenphasen durch Verdunstung die hohen Ammoniumgehalte im Moorwasser erklären (Werner 1990, Twenhöven 1992). Eine Kompensierung der erhöhten Freisetzung von Ammonium in den Sommermonaten kann infolge der verstärkten Pflanzenaufnahme während der Vegetationsperiode beziehungsweise aufgrund von Nitrifikationsprozessen auftreten (Lütt 1992, Scheffer und Schachtschabel 1992, Schrautzer 2001). In vorliegenden Untersuchungen zeigte insbesondere Messstelle 4 sehr hohe durchschnittliche Ammonium-N-Konzentrationen von $1,1 \text{ mg l}^{-1}$, welche auf Mineralisierungsprozesse hindeuten. Hiermit in Verbindung stehen auch die an dieser Messstelle im **Cluster 3** erfassten hohen mittleren elektrischen Leitfähigkeiten von $57,4 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ und hohen Gehalte organischen Stickstoffs von durchschnittlich $0,9 \text{ mg l}^{-1}$. N. An dieser Messstelle im Cluster 3 nachgewiesene hohe Nitratgehalte lassen vermuten, dass die Mineralisierung in der ungesättigten Bodenzone zum Teil die Nitrifikation einschließt.

Da der Hangwassereinfluss aufgrund geringerer Fließgeschwindigkeiten in den Erosionsrinnen im Cluster 3 abnimmt, beeinflussen andere Faktoren die Moorwasserchemie, wie zum Beispiel Temperatur, Sauerstoffgehalt und Redoxpotenzial des Moorwassers (Tab. 36, S. 101).

Aufgrund des Hangwassereinflusses des untersuchten Moores, der in Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnissen unterschiedlich stark bei allen Messstellen nachweisbar war, ist ein Vergleich der ermittelten chemischen Parameter des Moorwassers mit Angaben aus der Literatur schwierig. Sowohl die Messstellen im direkten Hangwasserbereich als auch die Messstellen auf der zentralen Moorfläche lassen aufgrund der Korrelation der chemischen Parameter des Moorwassers zu denen des Hangwasserzuflusses und den insgesamt hohen NO_3 -N- und O_2 -Gehalten sowie Redoxpotenzialen die Bedeutung des Hangwasserzuflusses ableiten. Im Vergleich zu den Messstellen im Hangwasserbereich weist das analysierte Moorwasser auf der zentralen Moorfläche eine signifikante Abnahme der Sauerstoffgehalte mit zunehmender Tiefe auf. Zudem nimmt das Redoxpotenzial im unteren Moorhorizont analog zum Hangwasserbereich ab. Signifikante Unterschiede der Nitrat- und Ammonium-

N-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Tiefe, wie sie in der Literatur angegeben werden (Twenhöven 1992, Kieckbusch 2003), ergeben sich jedoch nicht anhand des vorliegenden Datenmaterials (Anlagen 53 und 54). Anlage 55 gibt einen Literaturüberblick über chemische Parameter des Moorwassers in Hoch- und Niedermooren. Die am Untersuchungsstandort ermittelten Nitrat-N-Gehalte sind im Vergleich zur Literatur als ausgesprochen hoch einzuschätzen. Zahlreiche Untersuchungen bestätigen, dass in Mooren kein Nitrat oder nur sehr geringe Nitratgehalte im Moorwasser vorkommen (Waughman und Bellamy 1980, Gorham et al. 1985, Damman 1986, Bertram 1988, Werner 1990, Twenhöven 1992). Eine Ausnahme bilden Untersuchungen von Schwintzer und Tomberlin (1982) eines Hochmoores in den USA, in denen ausgesprochen hohe Nitratkonzentrationen von $7,6 \text{ mg l}^{-1}$ im Moorwasser erfasst wurden. Als Ursachen für geringe Nitratgehalte in Mooren werden mikrobielle Reduktion, Denitrifikation sowie Aufnahme durch die Vegetation angegeben. Die Vegetation von Hochmooren, welche durch einen hohen Deckungsgrad an Torfmoosen charakterisiert ist, zeigt eine ausgeprägte Effizienz in der Aufnahme von Nährstoffen aus der atmosphärischen Deposition (Woodin und Lee 1987, Williams et al. 1999 a). Aufgrund der hohen Wasserhaltekapazität der Torfmoose und der sofortigen Aufnahme von Ionen dringen Nitrate aus dem Niederschlag meist nicht bis zum Bodenwasser vor (Twenhöven 1992). Nitrat erreicht somit nur bei Starkniederschlägen, wenn das Porenvolumen der Torfmoosdecke aufgefüllt ist oder bei N-Sättigung der Vegetation das Bodenwasser (Woodin und Lee 1987, Malmer et al. 1994, Twenhöven 1992). Dieser Sachverhalt wird durch Untersuchungen bestätigt, in denen unmittelbar nach Niederschlagsereignissen Nitrat unterhalb des Torfmoosrasens nachgewiesen wurde (Bayley et al. 1987, Woodin und Lee 1987, Werner 1990). Aufgrund der vorherrschenden niedrigen pH-Werte und Redoxpotenziale weist Nitrat eine ausgeprägte Unbeständigkeit im Moorwasser auf (Campbell 1970, Sikora und Keeney 1983). Die Zufuhr von Nitrat in ein ungestörtes Hochmoor erfolgt somit ausschließlich über Staubeinwehungen und nasse Deposition (Lütt 1992). Das Ilsemoor nimmt als Hangmoor mit einem Zufluss von Mineralbodenwasser (Hangwasser) eine Sonderstellung ein. Im Unterschied zu reinen Hochmooren sind hier 2 Eintragspfade für Nitrat gegeben, der Hangwasserzufluss und die Niederschlagsdeposition. Die Untersuchungen zeigten, dass mit dem Niederschlag ein weit- aus höherer N-Eintrag in das Ökosystem erfolgt als mit dem Hangwasserzufluss. Trotzdem ist der Einflussfaktor Niederschlag nur sehr schwach oder gar nicht nachweisbar. Vermutlich ist in diesem Zusammenhang die N-Retention der Torfmooschicht ein entscheidender Faktor. Ermittelte Korrelationen zwischen Nitrat- und Ammonium-N-Konzentrationen des Moorwassers zu den Konzentrationen des Niederschlags auf der zentralen Moorfläche könnten mit einer Auffüllung des Porenvolumens der Torfdecke bei Starkniederschlag und damit verbundener eingeschränkter N-Retention, wie es Twenhöven (1992) in seinen Untersuchungen beschreibt, einhergehen.

Der Einfluss von Mineralbodenwasser im Ilsemoor ist auch anhand der im Vergleich zur Literatur hohen **pH-Werte** im Moorwasser ersichtlich. Niedrige pH-Werte in Hochmooren sind durch die Zersetzung von Torfmoosen und damit verbundene Freisetzung organischer Säuren (Hemond 1980, Kilham 1982, Gorham et al. 1985) sowie durch den Kationenaustausch der Torfmoose begründet (Brehm 1971). *Sphagnen* besitzen eine hohe Kationenaustauschkapazität der Zellwände aufgrund ihres Polygalacturonsäuregerüsts, so dass die Zersetzung der Torfmoose zu niedrigen pH-Werten des Torfs führt. Zudem werden durch *Sphagnen* kontinuierlich Säuren gebildet und an ihre Umwelt abgegeben (Hemond 1980, Kilham 1982, Urban et al. 1987, Wiewiorka und Glime 1989, Van Breemen 1995). Die Intensität der Austauschvorgänge von Torfmoosen ist abhängig von Evapotranspiration, Niederschlagsintensität, chemischen und mikrobiellen Umsetzungen und dem artspezifischen Polygalacturonsäure-Gehalt in den Zellwänden der Torfmoose (Clymo 1973, Hayward und Clymo 1983). Torfmoose mit einer Anpassung an einen armen Nährstoffhaushalt weisen meist höhere Polygalacturonsäuregehalte auf (Lütt 1992). In der Literatur werden für Moore mit einer Hochmoorvegetation pH-Werte von im Mittel 3,5 bis 4,3 angegeben. Lütt (1992) gibt für eine *Eriophorum angustifolium* – *Sphagnum fallax* Gesellschaft, die auch im Ilsemoor in den offenen Moorflächen dominant ist, pH-Werte von durchschnittlich 4,2 an. Die in eigenen Untersuchungen ermittelten pH-Werte des Moorwassers liegen im Mittel bei 4,6 bis 5,3 und sind somit deutlich höher. Da Kalziumauswaschungen aus dem mineralischen Untergrund des Moores, die zu hohen pH-Werten von Moorwasser führen können (Gorham 1967, Moore und Bellamy 1974, Miles 1976, Lütt 1992) mit Sicherheit ausgeschlossen werden, da es sich um ein nährstoffarmes und saures Untergrundgestein handelt (Granit, Kap. 3.2), können die vergleichsweise hohen pH-Werte am Untersuchungsstandort nur auf den Einfluss von Mineralbodenwasser zurückgeführt werden. Auch Lütt (1992) wies erhöhte pH-Werte von 5,3 im Moorwasser unter Beeinflussung von minerogenem Wasser nach. Vorliegende Untersuchungen zeigen eine signifikante lineare Korrelation zwischen den pH-Werten im Hangwasserzufluss und im Moorwasser sowohl im Hangwasserbereich ($r = 0,73$) als auch auf der zentralen Moorfläche ($r = 0,57$), die den Einfluss von Hangwasser verdeutlichen (Anlagen 56 und 57). Die pH-Werte des Moorwassers weisen einen saisonalen Einfluss auf. Im **Cluster 3** und somit in den warmen und trockenen Monaten stiegen die pH-Werte des Moorwassers auf der zentralen Moorfläche deutlich an (außer Messstelle 5). Auf eine Erhöhung der pH-Werte in den Sommermonaten wird auch in der Literatur verwiesen (Dierssen und Dierssen 1984, Bertram 1988, Lütt 1992, Twenhöven 1992, Wassen et al. 1998). Als Ursache dafür werden geringere Austauschvorgänge der *Sphagnen* infolge sinkender Wasserstände angegeben (Lütt 1992). Torfmoose sind im Gegensatz zu Gefäßpflanzen sehr anfällig gegenüber Trockenperioden (Malmer et al. 1994). Eine geringe Wasserverfügbarkeit limitiert das Torfmooswachstum (Wallén et al. 1988, Thormann und Bayley 1997), wobei ein

kritischer Wasserstand von – 20 cm relativ zur Moosoberfläche angegeben wird (Ivanov 1981). Dieser kritische Wasserstand wird auf der zentralen Moorfläche im Cluster 3 mit durchschnittlich – 28 und – 29 cm unter Flur bei den Messstellen 3 und 4 erreicht. Folglich kann eine mit dem Trockenstress der *Sphagnen* verbundene geringe Austauschaktivität für die erhöhten pH-Werte des Moorwassers im Cluster 3 verantwortlich gemacht werden. Infolge niedriger Wasserstände sind im Zusammenhang mit zunehmender Belüftung des Torfs protonenspendende Oxidationsprozesse möglich, die zu einer Absenkung der pH-Werte im Moorwasser führen können (Lütt 1988). Anhand vorliegender Untersuchungen ist dieser Einfluss nicht nachweisbar.

Nach Gorham (1967) und Moore und Bellamy (1974) lässt sich das Ilsemoor hinsichtlich der ermittelten pH-Werte des Moorwassers in die Gruppe der schwach-minerotrophen Moore eingliedern. Unter weiterer Berücksichtigung der elektrischen Leitfähigkeiten des Moorwassers kann es nach Gremer (1991) der Gruppe ombrominerotroph-saurer Standorte zugeordnet werden. Die ermittelten elektrischen Leitfähigkeiten des Moorwassers sind im Vergleich zur Literatur als verhältnismäßig niedrig einzustufen.

Die am Untersuchungsstandort erfassten **NH₄-N-Gehalte** des Moorwassers von durchschnittlich 0,04 bis 0,2 mg l⁻¹ im Hangwasserbereich und 0,1 bis 1,1 mg l⁻¹ auf der zentralen Moorfläche stimmen gut mit Literaturangaben überein. Aufgrund der genannten hohen Effizienz der Aufnahme von Nährstoffen aus der atmosphärischen Deposition durch Torfmoose sind die NH₄-Gehalte im Moorwasser von Hochmooren gering (Twenhöven 1992). Demgegenüber stehen jedoch auch Literaturangaben, die auf hohe Ammoniumgehalte in Moorwässern verweisen (Thönes und Rudolph 1983, Rudolph et al. 1984, Deising 1987). Twenhöven (1992) zeigte in seinen Untersuchungen, dass das Retentionsvermögen der Torfmoosdecke für Ammonium sogar höher als das für Nitrat ist. Demzufolge ist die oberste Schicht des Bodenwassers arm an Ammonium. Mit zunehmender Tiefe nimmt der Ammoniumgehalt des Moorwassers zu (Yerly 1970, Bertram 1988, Twenhöven 1992, Kieckbusch 2003). Signifikante Unterschiede der NH₄-N-Gehalte unterschiedlicher Tiefen konnten in vorliegenden Untersuchungen nicht bestätigt werden.

Abb. 22 zeigt die N-Komponenten aller Messstellen. Deutlich wird, dass mit abnehmendem Hangwasserzufluss, von den Messstellen im Hangwasserbereich (Messstellen 1 und 2) zu den Messstellen auf der zentralen Moorfläche (Messstellen 3 bis 5), der Nitrat-N-Anteil ab- und der Ammonium-N-Anteil zunimmt. Die NO₃/NH₄-Verhältnisse liegen bei 15:1 (Messstelle 1); 4:1 (Messstelle 2) im Hangwasserbereich und bei 3:1 (Messstelle 3) und 2:1 (Messstellen 4 und 5) auf der zentralen Moorfläche. Organische N-Gehalte des Moorwassers haben

einen Anteil von 27 % (Mst. 2) bis maximal 41 % (Mst. 4) und sind als niedrig einzuschätzen. Wood (1989) gibt einen weitaus höheren organischen N-Anteil von 60 bis 90 % für Moorwasser an. Die in vorliegenden Untersuchungen ermittelten vergleichsweise geringen organischen N-Gehalte sind vermutlich ebenfalls durch den Zufluss von Mineralbodenwasser (Hangwasserzufluss) begründet.

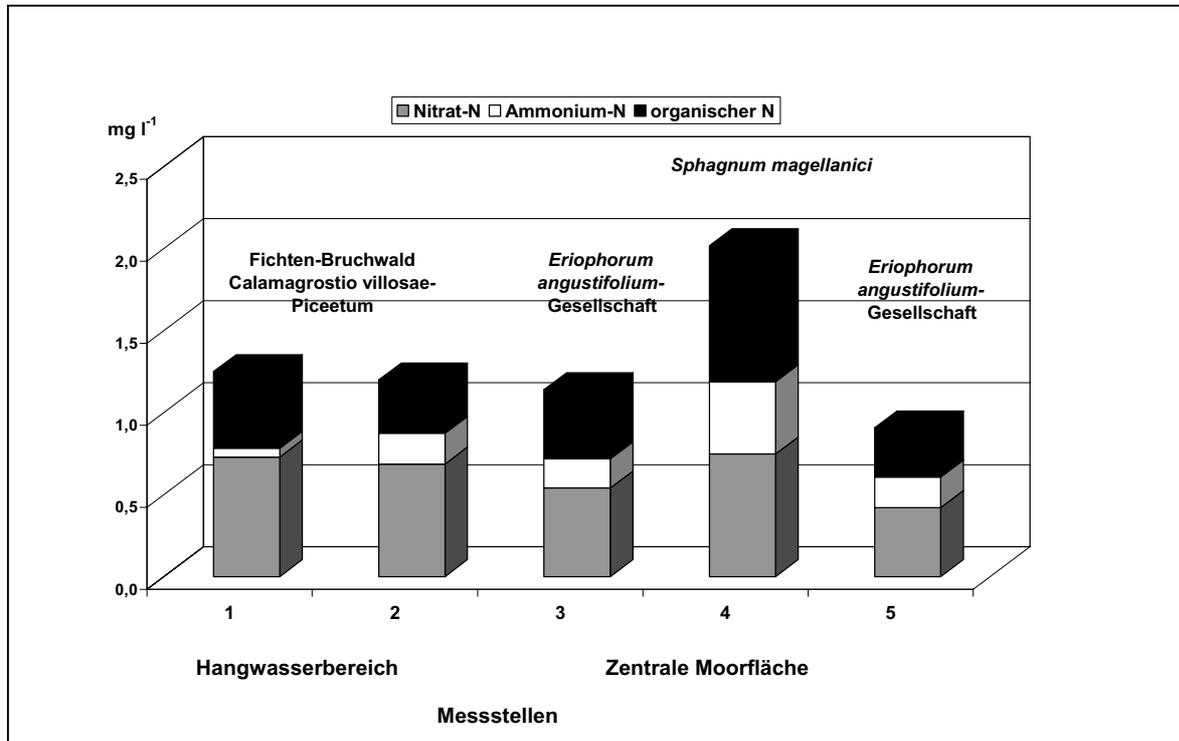


Abb. 22: N-Komponenten im Moorwasser

Weiteren Einfluss auf die N-Konzentrationen des Moorwassers zeigen die vorherrschenden **Vegetationsverhältnisse**. Die höchsten N-Gehalte waren unter Pflanzengesellschaften mit Schwerpunkt der Verbreitung in Hochmooren (*Sphagnum magellanici*) und die geringsten Gehalte unter Pflanzengesellschaften, die schwerpunktmäßig in Niedermooren verbreitet sind (*Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft, Variante *Sphagnum fallax*), nachweisbar (Abb. 22). Als Ursache dafür ist wahrscheinlich eine infolge hoher N-Einträge hervorgerufene N-Sättigung ombrotropher Pflanzengesellschaften abzuleiten. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass hohe N-Depositionen eine mangelnde N-Retention von Torfmoosen hervorrufen können, die zu erhöhten N-Konzentrationen im Bodenwasser führen (Woodin und Lee 1987; Lee und Woodin 1988, Malmer et al. 1994, Heijmans 2000; Limpens 2003). In diesem Zusammenhang wurde beobachtet, dass mesotrophente Arten, wie z. B. *S. fallax*, weniger anfällig gegenüber hohen N-Einträgen reagieren als ombrotrophente Arten (z. B. *Sphagnum magellanicum*; Twenhöven 1992, Jauhiainen et al. 1998 a und b, Gunnarsson und Rydin 2000). Untersuchungen von Twenhöven (1992) zeigten signifikant höhere Aufnahmeraten für

Nitrat und Ammonium bei *S. fallax* gegenüber *S. magellanicum*, so dass folglich auch die N-Konzentrationen im Bodenwasser unter *S. magellanicum* höher sein müssen. Eine Bestätigung dafür sind die in eigenen Untersuchungen ermittelten hohen N-Konzentrationen unter Vegetation der Hoch- und Übergangsmoorgesellschaften (*Sphagnetum magellanicum*). Aufgrund der höheren Toleranz von *S. fallax* gegenüber N-Einträgen wurde eine Zunahme dieser Art auf Kosten ombrotropher Arten in Hochmooren festgestellt (Ferguson und Lee 1983, Tüxen 1983, Voigt und Johnsen 1987, Lee und Studholme 1992, Baumann 2003).

5.5 Biomasse

Die N-Gehalte der untersuchten oberirdischen Biomasse sind in Abb. 23 dargestellt. Signifikante Unterschiede bestehen zwischen einzelnen Pflanzenarten (Anlage 58).

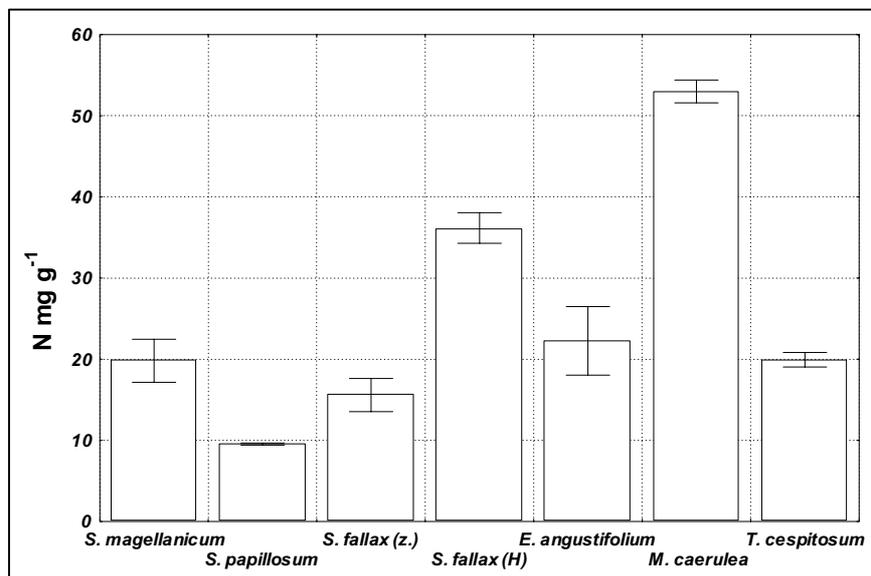


Abb. 23: N-Gehalte der untersuchten Pflanzenarten (Mittelwert und Standardabweichungen)

Die höchsten N-Gehalte von 53 mg g⁻¹ weist *Molinia caerulea* und die geringsten N-Gehalte *Sphagnum papillosum* als Vertreter ombrotropher Torfmoose mit rund 10 mg g⁻¹ auf. *Sphagnum magellanicum* als ein weiterer Vertreter ombrotropher Torfmoose weist N-Gehalte von 20 mg g⁻¹ auf, während die N-Gehalte der mesotropher *Sphagnum*-art *Sphagnum fallax* auf der zentralen Moorfläche mit 16 mg g⁻¹ vergleichsweise etwas geringer sind. *Eriophorum angustifolium*, das mit *S. fallax* in den Bereichen der zentralen offenen Moorfläche bestandesbildend ist, hat einen N-Gehalt von rund 22 mg g⁻¹. Signifikante Unterschiede bestehen zwischen *M. caerulea* und allen anderen untersuchten Pflanzenarten, zwischen *S. papillosum* und *S. fallax* im Hangwasserbereich, *S. papillosum* und *Trichopho-*

rum cespitosum, *S. fallax* auf der zentralen Moorfläche und *S. fallax* im Hangwasserbereich, *S. fallax* im Hangwasserbereich und *S. magellanicum*.

Die Differenzen der N-Gehalte von *S. magellanicum* und *S. fallax* sind im Vergleich zur Literatur nicht signifikant (Twenhöven 1992). Unterschiede der N-Gehalte beider Arten sind auf die differenzierten Standortverhältnisse zurückzuführen. Im Hangwasserbereich weist *S. fallax* höhere N-Gehalte auf. Die Ergebnisse stimmen gut überein mit Untersuchungen von Lütt (1992) und Twenhöven (1992). Lütt (1992) zeigte eine Abhängigkeit der N-Gehalte der untersuchten *Sphagnen* zur Lage des Wuchsortes im Mikrorelief. *S. fallax* als auch *S. magellanicum* wiesen höhere N-Gehalte in den Schlenken auf. Twenhöven (1992) bewies, dass *S. fallax* in Schlenken und teilweise im Rasen mehr von einem erhöhten N-Angebot profitieren kann als in den Bulten. Am Untersuchungsstandort ist aufgrund des starken Gefälles kein ausgeprägtes Mikrorelief von Bulten und Schlenken vorhanden. Jedoch bestehen kleinräumig differenzierte Wasserverhältnisse des Moores (Kap. 5.1.2). Demzufolge können die signifikant höheren N-Gehalte von *S. fallax* auf bessere Wachstumsbedingungen im Hangwasserbereich infolge einer höheren Wassersättigung und höherer N-Frachten zurückgeführt werden (Kap. 5.3.1.3). Der Wasserstand hat einen entscheidenden Einfluss auf die N-Aufnahme von Torfmoosen (z. B. Grosvernier et al. 1997, Williams et al. 1999 b). Das zeigen auch die verhältnismäßig niedrigen N-Gehalte von *S. papillosum*. Bestände dieser Torfmoosart wachsen uhrglasförmig über den Torfmoosrasen anderer Torfmoose (meist *S. fallax*) auf und bilden somit Bulte, die nicht durch Hangwasser überrieselt werden und hierdurch eine generell schlechtere Wasserversorgung zeigen (Baumann 2001).

Die ermittelten Nährstoffgehalte sowie C/N- und N/P-Verhältnisse der untersuchten Pflanzenarten sind in Tab. 37 zusammengefasst.

Tab.37: K-, P- und N-Gehalte sowie C/N- und N/P-Verhältnisse der Pflanzen

	K mg g^{-1*}	P mg g^{-1*}	N mg g^{-1*}	C/N	N/P
<i>S. magellanicum</i>	3,9 ± 1,0	0,3 ± 0,1	19,8 ± 2,7	21,0	66,0
<i>S. papillosum</i>	4,0 ± 1,2	0,03 ± 0,01	9,5 ± 0,1	45,1	317,0
<i>S. fallax</i> (z.)	4,4 ± 0,5	0,5 ± 0,2	15,6 ± 2,1	28,3	31,2
<i>S. fallax</i> (H)	0,4 ± 0,1	0,05 ± 0,02	36,2 ± 2,0	11,8	72,4
<i>E. angustifolium</i>	8,9 ± 2,5	0,9 ± 0,2	22,3 ± 4,2	22,0	25,0
<i>M.caerulea</i>	11,8 ± 3,0	0,6 ± 0,2	53,0 ± 1,4	8,0	88,3
<i>T. cespitosum</i>	7,7 ± 1,4	0,2 ± 0,1	19,9 ± 0,9	23,1	99,5

z.: zentrale Moorfläche, H: Hangwasserbereich, * pro g TM, Mittelwerte und Standardabweichungen

Die Unterschiede der N-Gehalte der untersuchten Pflanzenarten werden auch anhand der ermittelten **C/N-Verhältnisse** ersichtlich. So hat *M. caerulea* sehr enge C/N-Verhältnisse von 8 und *S. papillosum* die weitesten C/N-Verhältnisse von 45. Die unterschiedlich hohe

N-Aufnahme von *S. fallax* auf der zentralen Moorfläche und im Hangwasserbereich wirkt sich deutlich auf die C/N-Verhältnisse aus. Während bei *S. fallax* auf der zentralen Moorfläche ein relativ weites C/N-Verhältnis von 28 ermittelt wurde, ist im Hangwasserbereich ein engeres C/N-Verhältnis von 12 nachweisbar. Eine Veränderung der C/N-Verhältnisse unter dem Einfluss höherer N-Einträge und folglich einer besseren N-Versorgung der Torfmoose wird ebenfalls in der Literatur beschrieben (Berendse et al. 1989, Van Vuuren 1992).

Das **N/P-Verhältnis** ist ein wichtiger Indikator dafür, ob ein Ökosystem N-limitiert ist. N/P-Verhältnisse > 24 zeigen eine P-Limitierung der Vegetation an (Aerts et al. 1992). Unter zunehmenden N-Einträgen verschiebt sich die Nährstofflimitierung der Torfmooschicht von einer N-Limitierung zur P-Limitierung (Aerts et al. 1992). Die am Untersuchungsstandort ermittelten P-Gehalte der Vegetation weisen auf eine sehr ausgeprägte P-Limitierung hin, da die sich hieraus ergebenden N/P-Verhältnisse im Bereich von 25 (*E. angustifolium*) bis maximal 317 (*S. papillosum*) deutlich über der von Aerts et al. (1992) angegebenen Grenze liegen. Die hohen N-Gehalte der Vegetation unterstützen die Aussage, dass das untersuchte Moor keinesfalls N-limitiert ist, was bei den hohen N-Einträgen auch sehr unwahrscheinlich wäre. Im Vergleich zur Literatur sind die ermittelten N-Gehalte der Torfmoose als auch der Gefäßpflanzen als ausgesprochen hoch einzuschätzen (Anlage 59). Untersuchungen der Moorvegetation Schleswig-Holsteins (Lütt 1992, Twenhöven 1992) als auch Schwedens, Finnlands, Irlands und der Schweiz ergaben niedrigere N-Gehalte (Malmer und Sjörs 1955, Damman 1978, Hoosbek et al. 2002, Limpens 2003). Niederländische Moore hingegen, deren Vegetation weitaus höhere N-Depositionen erhält, weisen auch höhere N-Gehalte der Moorvegetation auf (Heijmans 2000, Limpens 2003) und sind eher mit den eigenen Untersuchungsergebnissen vergleichbar. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass mit einem Anstieg der N-Deposition die N-Konzentrationen von Torfmoosen und Gefäßpflanzen steigen und infolgedessen die C/N-Verhältnisse sinken (Berendse et al. 1989, Heijmans 2000, Hoosbeek 2002, Limpens 2003). Die am Untersuchungsstandort erfassten hohen N-Gehalte der Vegetation sind also unter dem Aspekt hoher N-Einträge zu sehen (Kap. 5.3.1). Dass die N-Gehalte der analysierten Gefäßpflanzen im Vergleich zu den untersuchten Torfmoosen teilweise deutlich höher sind, ist ein Indiz dafür, dass N in die Rhizosphäre der Gefäßpflanzen gelangt und somit für Gefäßpflanzen verfügbar wird. Hierdurch werden Gefäßpflanzen, die in einem intakten Moorökosystem mit einem hohen Deckungsgrad von *Sphagnen* aufgrund deren effizienten Interzeption von Nährstoffen aus der Deposition sowie geringer Mineralisationsraten nur ein geringes Nährstoffangebot erhalten, gefördert (Kap. 2). Somit wird das Gleichgewicht zwischen Torfmoosen, die aufgrund ihrer hohen C-Akkumulation den Hauptteil des Torfes bilden, und der Gefäßpflanzen beeinflusst. Eine Vielzahl an Untersuchungen befasste sich in den letzten 10 Jahren mit den Auswirkungen hoher N-Einträge auf

die Moorvegetation (Press et al. 1986, Rudolph und Voigt 1986, Baxter et al. 1992, Jauhiainen et al. 1994/1998 a und b, Williams und Silcock 1997, Williams et al. 1999 a und b, Gunnarsson und Rydin 2000, Van der Heijden et al. 2000, etc.). In der Literatur werden unterschiedliche Wirkungen von N-Einträgen diskutiert. Lamers et al. (2000) und Berendse et al. (2001) unterscheiden hierbei 3 Phasen der Auswirkungen von N-Depositionen bei zunehmenden Einträgen. Phase 1 weist niedrige N-Depositionen auf, das heißt die Torfmoose sind N-limitiert. Somit wird N aus der atmosphärischen Deposition vollständig aufgenommen und führt zu einer Wachstumsförderung der Pflanzen. Phase 2 zeigt eine Erhöhung der N-Deposition bis hin zu mittleren Eintragsbedingungen, die dazu führen, dass die Torfmoose nicht länger N-limitiert sind. Der gesamte eingetragene N wird durch die *Sphagnen* aufgenommen, wobei überschüssiger N in Zellen eingelagert wird. Hierdurch steigt die Gewebe-N-Konzentrationen linear mit zunehmendem Eintrag an (Ferguson et al. 1984, Press et al. 1986, Aerts et al. 1992, Pitcairn et al. 1995, Williams et al. 1999 b, Nordin und Gunnarsson 2000, Berendse et al. 2001, Heijmans et al. 2001, Limpens 2003). In Phase 3 herrschen sehr hohe N-Depositionen vor, die zu einer N-Sättigung der Torfmoose führen und somit eingetragener N die Mooschicht passiert und in die Rhizosphäre der Gefäßpflanzen gelangt, wo er für Gefäßpflanzen verfügbar wird. Die kritische Grenze für diese N-Sättigung der Pflanzen wird in der Literatur sehr unterschiedlich angegeben. Lamers et al. (2000) wies nach, dass bei einer Deposition von rund $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine Gleichgewichtskonzentration von 12 bis 13 mg N g^{-1} erreicht wird, bei der die N-Retention der *Sphagnen* gleich 0 ist. Berendse et al. (2001) dagegen geben eine kritische Konzentration von 20 mg N g^{-1} der *Sphagnen* an. Untersuchungen von Heijmans et al. (2001) zeigten sogar maximale Konzentrationen von $24,3 \pm 0,6 \text{ mg N g}^{-1}$ bei *Sphagnum magellanicum*, was einem N-Eintrag von etwa $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht. Rudolph und Voigt (1986) weisen im Vergleich dazu eine deutlich niedrigere N-Deposition von $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie Jauhiainen et al. (1994) von $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus, die optimale Wachstumsbedingungen für Torfmoose bietet. In Economic and Social Council (2003) werden für Hochmoore kritische Einträge von 5 bis $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für nährstoffarme Niedermoore von 10 bis $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für nährstoffreiche Niedermoore von 15 bis $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für nährstoffreiche Mittelgebirgsmoore von 15 bis $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben. Um diese uneinheitlichen Angaben kritischer N-Einträge zu interpretieren, müssen die verschiedenen Faktoren, die Einfluss auf die Wirkung von N-Depositionen auf die Moorvegetation haben, betrachtet werden. Hierzu zählt die *Sphagnenart* (Jauhiainen et al. 1994, Jauhiainen et al. 1998 a, Gunnarsson und Rydin 2000, Nordin und Gunnarsson 2000). Wie bereits in Kap. 5.4 erläutert, sind mesotrophente Arten, wie zum Beispiel *S. fallax* weniger anfällig gegenüber hohen N-Einträgen als ombrotrophente Arten (Twenhöven 1992, Jauhiainen et al. 1998 a und b, Gunnarsson und Rydin 2000). Ein weiterer Einflussfaktor auf die N-Aufnahme von Torfmoosen sind die Wachstumsbedingungen und damit vor allem der Wasserstand

(Lütt 1992, Twenhöven 1992, Williams et al. 1999 b). Das bestätigen auch vorliegende Untersuchungsergebnisse. Ein entscheidendes Kriterium ist zudem die vorherrschende N-Deposition am Untersuchungsstandort (Aerts et al. 1992, Gunnarsson und Rydin 2000). So zeigten niederländische Untersuchungen aufgrund der vorherrschenden hohen N-Depositionen eine Anpassung der *Sphagnen* an ein erhöhtes N-Angebot, so dass selbst hohe Düngegaben keinen negativen Effekt der *Sphagnen* zur Folge hatten. Baker und Boatman (1992) ermittelten N-Konzentrationen von 32 bis 35 mg g⁻¹ der Torfmoose, bei denen keine Wachstumshemmungen auftraten. Heijmans (2000) zeigte, dass bei einem Eintrag von 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ der größte Teil des eingetragenen N von der Torfmooschicht zurückgehalten wurde und somit die Verfügbarkeit von N für Gefäßpflanzen noch gering war. Diese Tatsache erklärt, dass in den meisten Untersuchungen, deren Schwerpunkte auf Kurzzeiteffekte hoher N-Depositionen unter Betrachtung isolierter *Sphagnen* liegt, meist geringere kritische N-levels angegeben werden. So zeigen beispielsweise Torfmoose, welche an die in Finnland vorherrschenden geringen N-Einträge von < 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angepasst sind, in N-Düngeversuchen bei verhältnismäßig niedrigen N-Gaben negative Effekte (Jauhiainen et al. 1994/1998 b). Während Torfmoose, die an niederländische Eintragsbedingungen gewöhnt sind, hohe N-Düngungsstufen ohne schädigende Wirkungen tolerieren (Baker und Boatman 1992, Heijmans et al. 2001). Dieser Anpassungsmechanismus kann am Untersuchungsstandort ebenfalls von Bedeutung sein. Jedoch sind langfristige Untersuchungen notwendig, um diesbezüglich gesicherte Aussagen zu treffen. Weitere Einflussfaktoren auf die Auswirkung von N-Einträgen auf *Sphagnen* sind einerseits die Bedeckung mit Gefäßpflanzen (Berendse et al. 2001, Heijmans et al. 2001) und andererseits die Verfügbarkeit von Nährstoffen (P, K) und CO₂ (Aerts et al. 1992, Jauhiainen et al. 1994, Pérez und Verhoeven 1996, Risager 1998, Limpens 2003). Eine geringe Verfügbarkeit von Phosphor und Kalium limitiert das Wachstum von Gefäßpflanzen in Mooren (Aerts und Berendse 1988, Hoosbeek 2002, Limpens 2003). Hohe N/P-Quotienten geben eine P-Limitierung der Gefäßpflanzen an (Verhoeven und Schmitz 1991, Koerselman und Meuleman 1996). Hoosbeek et al. (2002) zeigten, dass unter den gegenwärtigen Eintragsbedingungen in Mooren der Niederlande, Schweiz sowie Schwedens und Finnlands kein negativer Effekt auf das Gleichgewicht zwischen Torfmoosen und Gefäßpflanzen besteht, solange die Gefäßpflanzen eine Limitierung mit Kalium oder Kalium in Verbindung mit N oder P aufweisen. Limpens (2003) ermittelt zudem, dass eine Durchsetzung mesotropher Torfmoosarten gegenüber ombrotropher Arten bei hohen N-Einträgen nur stattfindet, wenn keine Limitierung von P vorliegt. Die in vorliegenden Untersuchungen ermittelten P- als auch K-Konzentrationen der Vegetation deuten in beiden Fällen eine Limitierung des Untersuchungsstandortes mit diesen Nährstoffen an. Hieraus kann geschlussfolgert werden, dass eine Verdrängung der Torfmoose durch Gefäßpflanzen trotz der ausgesprochen hohen Einträge nicht wahrscheinlich ist, da

Gefäßpflanzen aufgrund der Limitierung von Nährstoffen (außer N) keine optimalen Wachstumsbedingungen erreichen. Die Effekte hoher N-Depositionen auf Moore sind unterschiedlicher Natur. Zum einen besteht eine indirekte Schädigung von Torfmoosen durch die Förderung von Gefäßpflanzen, indem die Verfügbarkeit anorganischer N-Komponenten in der Rhizosphäre erhöht wird und infolge der vermehrten N-Einlagerungen in *Sphagnen* die Zersetzungsbedingungen der Streu verbessert werden. Die nachgewiesenen C/N-Verhältnisse der untersuchten Pflanzen, insbesondere im Hangwasserbereich, weisen deutlich auf diese Gefahr hin. Langfristig kann aufgrund der Beschattung der Torfmooschicht durch Gefäßpflanzen eine Verdrängung der Torfmoose erfolgen. Zudem besteht weiterhin ein direkter schädigender Effekt von N-Einträgen auf *Sphagnen* durch die Förderung von Pilzkrankungen und Algenwachstum (Press et al. 1986, Rudolph und Voigt 1986, Gunnarsson und Rydin 2000, Limpens 2003). Eine Veränderung der Pflanzengesellschaften in einem Moorökosystem zugunsten von Gefäßpflanzen hätte entscheidende Folgen. Die C-Akkumulation und somit die Torfbildung würde deutlich reduziert, die Zersetzung und damit die Freisetzung von Nährstoffen erhöht. Weiterhin würde der gesamte Wasserhaushalt eines Moores beeinflusst, da Gefäßpflanzen eine weitaus höhere Evapotranspiration als Torfmoose besitzen (Risager 1998, Ohlson et al. 2001).

Die Untersuchungen zeigen deutlich die Folgen von N-Einträgen anhand der nachgewiesenen hohen N-Konzentrationen und verhältnismäßig engen C/N-Verhältnisse der Vegetation. Ob eine Veränderung in der Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften langfristig die Folge des hohen N-Angebots ist, kann anhand des kurzen Untersuchungsumfanges nicht eindeutig geklärt werden. Vergleichende Vegetationskartierungen zurückliegender Jahre liegen nicht vor. Ein langfristiges Monitoring ist in diesem Zusammenhang unbedingt erforderlich. Möglicherweise ist die vorherrschende Vegetation an hohe N-Einträge angepasst. Neben der Niederschlagsdeposition erhält der Standort einen N-Eintrag über Hangwasserzufluss, der bei dieser Betrachtung nicht unberücksichtigt bleiben darf. Da das angrenzende Einzugsgebiet überwiegend nährstoffarme Böden und kleinflächige Moorareale aufweist, kann vermutet werden, dass der N-Eintrag über Hangwasser überwiegend durch die Niederschlagsdeposition geprägt wird und sich ebenfalls mit der zunehmenden N-Depositionen in den letzten Jahrzehnten erhöht hat.

5.6 Torf

In Tab. 38 sind die an den Messstellen ermittelten Zersetzungsgrade (von Post, KA 4 1994), Torfmächtigkeiten und die aus der Trockenmasse (Scheffer und Blankenburg 1993) berechneten Trockenrohdichten des Torfs der verschiedenen Tiefen zusammengestellt. Die Ergeb-

nisse zeigen, dass die beprobten Messstellen geringe Torfmächtigkeiten von 43 cm (Mst. 4) bis maximal 119 cm (Mst. 5) aufweisen.

Tab. 38: Trockenrohdichten, Zersetzungsgrade und Torfmächtigkeiten der einzelnen Messstellen

Messstellen	Tiefen (cm)	ρ_t (g dm ⁻³)	Zersetzungsgrad (von Post in KA 4 1994)	Anmerkung	Torfmächtigkeit (cm)
1	0 - 20	197,0	H3		45
	20 - 40	257,4	H3	hoher Grusanteil	
2	0 - 20	85,7	H3		68
	20 - 40	169,0	H3		
	40 - 60	247,6	H3		
3	0 - 20	68,0	H3		90
	20 - 40	97,2	H3		
	40 - 60	85,2	H4	hoher Schluffanteil und stark mit Grus durchsetzt	
4	0 - 20	6,4	H4		43
	20 - 40	113,3	H3	hoher Schluffanteil, Steine	
5	0 - 20	57,1	H2		119
	20 - 40	67,8	H2		
	40 - 60	137,0	H2		
	60 - 80	339,0	H2		

Tendenziell nehmen die Torfmächtigkeiten vom Hangwasserbereich zur zentralen Moorfläche zu. Die nach von Post (KA 4 1994) bestimmten Zersetzungsgrade des Torfs liegen zwischen H2 und H4. Es handelt sich demzufolge um sehr schwach zersetzte bis schwach zersetzte Torfe (Kap. 3.2). Auf der zentralen Moorfläche ist bereits ab 20 bis 40 cm beziehungsweise 40 bis 60 cm Tiefe ein hoher Schluffanteil im Torf vorhanden, der vermutlich eine Stauwirkung zeigt. Teilweise sind die Torfhorizonte deutlich mit Granitgrus durchsetzt (Kap. 3.2). Die Trockenrohdichten zeigen eine hohe Schwankungsbreite bei den einzelnen Messstellen und liegen zwischen 6,4 bis maximal 339 g dm⁻³. Aufgrund des hohen organischen Anteils im Torf weisen Moore im Vergleich zu Mineralböden deutlich geringere Trockenrohdichten auf, die eine in Abhängigkeit vom Aschegehalt, ausgeprägte hohe Streuung zeigen (VDLUFA 1991, Scheffer und Blankenburg 1993). In der Literatur werden für Hochmoore Trockenrohdichten von 150 bis 400 g dm⁻³ und für Niedermoore von 200 bis 800 g dm⁻³ angegeben (VDLUFA 1991). Untersuchungen verschiedener Hochmoore Schottlands, Finnlands, Estlands und Frankreichs zeigen Werte im Bereich von 18 bis 157 g dm⁻³ (Anlage 60, Williams und Silcock 1997, Williams et al. 1999 a und b). Die ermittelten Trockenrohdichten stimmen unter Berücksichtigung der angegebenen Schwankungsbreiten mit den Literaturangaben überein. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Trockenrohdichten aller Messstellen deutlich zu. Die Zunahme der Dichten lässt sich durch eine Erhöhung des Zersetzungs-

grades mit zunehmender Tiefe begründen (Williams und Silcock 1997, Williams et al. 1999 a). Am Untersuchungsstandort ist jedoch eher die Zunahme mineralischer Bestandteile in diesem Zusammenhang entscheidend (Anlage 3).

Die Wasserdurchlässigkeitsbeiwerte des Torfes wurden an 2 Messpunkten, im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche, in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tab. 39 zusammengefasst. Im Hangwasserbereich ist in den oberen 20 cm eine hohe Wasserdurchlässigkeit von $0,65 \text{ m d}^{-1}$ vorhanden, welche mit zunehmender Tiefe deutlich abnimmt. In einer Tiefe von 40 – 60 cm wurde kf 1 und somit eine sehr geringe Wasserdurchlässigkeit ermittelt.

Tab. 39: Durchlässigkeitsbeiwerte des Torfs in unterschiedlichen Tiefen im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche (Bohrlochmethode)

Standort	Tiefe (cm)	k_{fB} (m d^{-1})	Einschätzung (nach DIN 4220 Teil 1)
Hangwasserbereich <i>(Calamagrostio villosae-Piceetum)</i>	0 - 20	0,65	kf 4 (hoch)
	20 - 40	0,09	kf 2 (gering)
	40 - 60	0,00	kf 1 (sehr gering)
	60 - 80	0,12	kf 3 (mittel)
Zentrale Moorfläche <i>(Eriophorum angustifolium)</i>	0 - 20	2,59	kf 5 (sehr hoch)
	20 - 40	2,46	kf 5 (sehr hoch)
	40 - 60	0,08	kf 2 (gering)
	60 - 80	0,02	kf 2 (gering)

Die Abnahme der Wasserdurchlässigkeit in den unteren Torfhorizonten geht mit der genannten Erhöhung des Schluffanteils und einem zunehmendem Zersetzungsgrad einher (Göttlich 1990, Edom und Wendel 1998, Succow und Joosten 2001). Im untersten Horizont (60 bis 80 cm) nimmt die Wasserdurchlässigkeit an diesem Messpunkt erstaunlicherweise wieder zu. Es wurde kf 3 und damit eine mittlere Wasserdurchlässigkeit bestimmt. Eine Begründung kann sein, dass in dieser Tiefe der mineralische Untergrund erreicht wird, welcher aufgrund eines höheren Grobporenanteils auch eine erhöhte Wasserleitfähigkeit besitzt. Auf der zentralen Moorfläche liegt in den obersten 40 cm eine sehr hohe Wasserdurchlässigkeit von rund $2,6$ und $2,5 \text{ m d}^{-1}$ vor. Mit zunehmender Tiefe nimmt die Wasserleitfähigkeit mit kf 2 ($0,08$; $0,09 \text{ m d}^{-1}$) aufgrund des zunehmenden Schluffanteils deutlich ab. Die Unterschiede der Wasserdurchlässigkeiten beider Messpunkte sind auf die Heterogenität der vorhandenen Torfhorizonte zurückzuführen. Die Torfmächtigkeiten der untersuchten Moorfläche und der Anteil mineralischer Bestandteile im Torf differenzieren kleinflächig sehr stark. Weiterhin spielen in diesem Zusammenhang sicherlich auch die unterschiedlichen Zersetzungsgrade des Torfs eine Rolle.

Die im Torf an den beiden Messterminen (06.08.02 und 23.09.03) ermittelten chemischen Parameter aller Messstellen sind aus den Anlagen 61 und 62 ersichtlich. Die pH-Werte (CaCl_2) des Torfs liegen im Bereich von 3,8 bis 4,7 und schwanken innerhalb der Messstellen, der unterschiedlichen Tiefen und der beiden Untersuchungstermine deutlich. Im Vergleich zum Vorjahr sind die im Jahr 2003 im Torf bestimmten pH-Werte tendenziell niedriger. Hierfür sind vermutlich protonenspendende Oxidationsprozesse von H_2S , Fe^{2+} , Mn^+ und NH_4^+ verantwortlich, die in Verbindung mit einer infolge sinkender Wasserstände im Sommer 2003 zunehmenden Belüftung stehen (Lütt 1988). Anlage 60 zeigt eine Zusammenfassung chemischer Parameter des Torfs unterschiedlicher Literaturquellen. Im Vergleich zu den in der Literatur für Hochmoore angegebenen pH-Werten von 2,5 bis 3,8 (Göttlich 1990, Roderfeld 1992, Sanger et al. 1996, Yesmin et al. 1996, Williams et al. 1999 a und b) sind die pH-Werte vorliegender Untersuchungen als hoch einzuschätzen. Succow und Jeschke (1986) hingegen nehmen eine Unterteilung der Moore hinsichtlich der Säure-Basenverhältnisse in saure, subneutrale und kalkhaltige Moore vor. Nach dieser Einteilung gehört das Ilsemoor der Gruppe saurer Moore an, für die pH-Werte von 2,5 bis 4,8 angegeben werden.

Die während des ersten Probenahmeterrmins am 06.08.02 bestimmten Nitratgehalte des Torfs im oberen Torfhorizont liegen im Bereich von $23,4 \text{ mg kg}^{-1}$ (Mst. 2) bis 129 mg kg^{-1} (Mst. 5). Die Messstellen unterscheiden sich deutlich voneinander. Bei der Interpretation der ermittelten Nitrat-Gehalte darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass die Trockenrohdichten, wie bereits beschrieben, in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen und der Messstellen untereinander deutlich variieren, so dass die absoluten Werte der Gehalte in mg kg^{-1} allein nicht aussagefähig sind. Da sich in der Literatur Angaben zu Nährstoffgehalten im Torf jedoch häufig in dieser Form finden, wurden zum Vergleich sowohl absolute Werte als auch auf die Fläche bezogene Nährstoffgehalte unter Berücksichtigung der Trockenrohdichten angegeben. Hier ergeben sich Nitratmengen von rund 394 mg N m^{-2} (Mst. 3) bis maximal 3035 mg N m^{-2} (Mst. 1; Abb. 24). Die höchsten Nitratgehalte besitzt demzufolge Torf im direkten Hangwasserbereich und zeigt eine Analogie zu den ermittelten Nitrat-N-Gehalten des Moorwassers an dieser Messstelle (Kap. 5.4). Die Ursache dafür ist der Nitratintrag mit dem Hangwasserzufluss. Die Nitratgehalte des Torfs an Messstelle 1 nehmen mit zunehmender Tiefe von 3035 mg N m^{-2} bis auf 1540 mg N m^{-2} ab (Abb. 25).

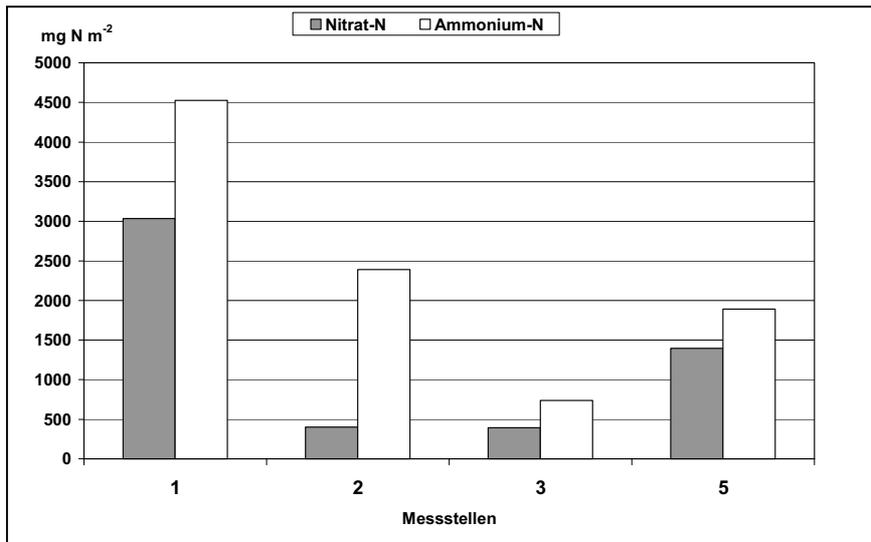


Abb. 24: Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an den einzelnen Messstellen (06.08.02)

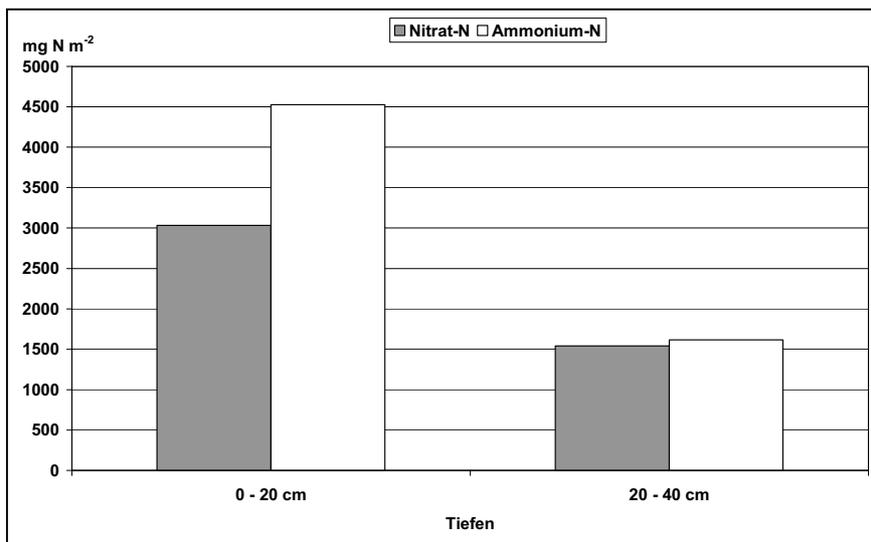


Abb. 25: Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an Messstelle 1 (Hangwasserbereich) in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (06.08.02)

Die übrigen Messstellen zeigen erstaunlicherweise eine Zunahme der Nitratgehalte mit zunehmender Tiefe (Anlage 61). Die Ursache hierfür ist vermutlich eine Nitratverlagerung vom oberen Moorhorizont in die unteren Horizonte (Kieckbusch 2003). Die Ammoniumgehalte des Torfs unterscheiden sich ebenfalls an den einzelnen Messstellen. Auch hier wurden die höchsten Gehalte im direkten Hangwasserbereich (Mst. 1) mit 4525 mg N m⁻² und die niedrigsten Gehalte auf der zentralen Moorfläche (Mst. 3) mit 736 mg N m⁻² ermittelt (Abb. 24). Damit wird analog zu den Nitratgehalten der Hangwassereinfluss sichtbar. Die Ammoniumkonzentrationen des Torfs nehmen mit zunehmender Tiefe zu (Abb. 26). Eine Ausnahme bildet Messstelle 1 (Abb. 25).

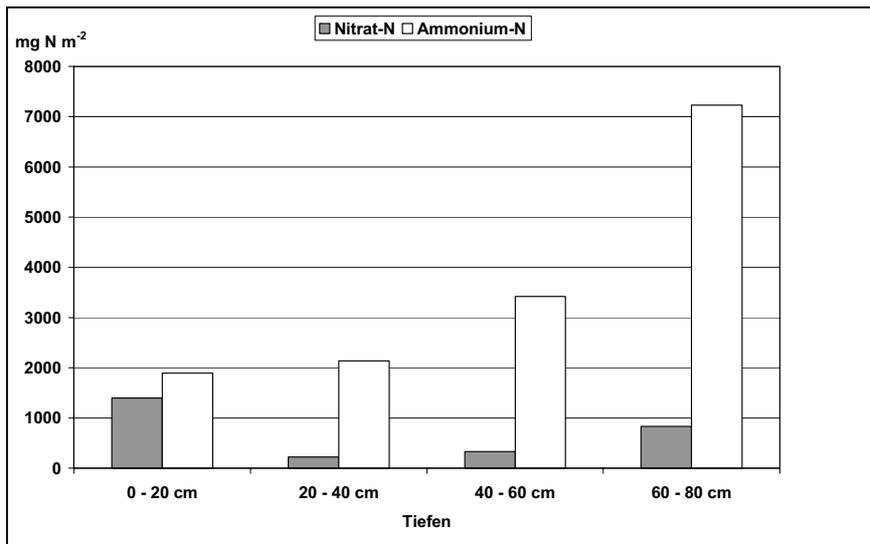


Abb. 26: Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an Messstelle 5 (zentrale Moorfläche) in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (06.08.02)

Hier sinkt der Ammoniumgehalt von 4525 mg N m^{-2} im oberen Horizont (0 – 20 cm) auf 1615 mg N m^{-2} im darunter liegenden Horizont ab. Eine Begründung dafür ist wahrscheinlich, dass mit dem Hangwasserzufluss anaerobe Bedingungen verhindert wurde und damit einer Ammoniumanreicherung entgegengewirkt wird. In der Literatur wird häufig bestätigt, dass mit zunehmender Tiefe die NH_4 -Gehalte des Torfs steigen, was sich auf die veränderten Redoxverhältnisse zurückführen lässt (Williams et al. 1999 b).

Die Ergebnisse der zweiten Torfprobenahme am 23.09.03 (Anlage 62) zeigen im Vergleich zum Vorjahr deutlich geringere NH_4 - und NO_3 -Gehalte des Torfs. Die Nitratgehalte der oberen 20 cm sind auch hier im Hangwasserbereich (Mst. 1) mit rund 1360 mg N m^{-2} am höchsten und nehmen zur zentralen Moorfläche hin ab (Abb. 27). Die geringsten Nitratkonzentrationen von $5,6 \text{ N m}^{-2}$ wurden an Messstelle 4 im Torf nachgewiesen. Die Messstellen 1 bis 3 zeigen eine deutliche Abnahme der Nitratgehalte mit zunehmender Tiefe. Im Unterschied hierzu nehmen die Nitratkonzentrationen an den Messstellen 4 und 5 mit zunehmender Tiefe zu. An Messstelle 4 steigt die Nitratkonzentration von $5,6 \text{ mg N m}^{-2}$ im oberen Horizont auf $57,3 \text{ mg N m}^{-2}$ im darunter liegenden Horizont an. Messstelle 5 zeigt zunächst eine Abnahme von $33,3 \text{ mg N m}^{-2}$ bis auf 24 mg N m^{-2} . Im untersten Horizont (60 bis 80 cm) hingegen wurden mit 783 mg N m^{-2} die höchsten Nitratkonzentrationen im Torf nachgewiesen. Die Ursache für diese deutliche Zunahme des Nitratgehaltes mit zunehmender Tiefe kann eine Nitratverlagerung in die unteren Torfhorizonte sein.

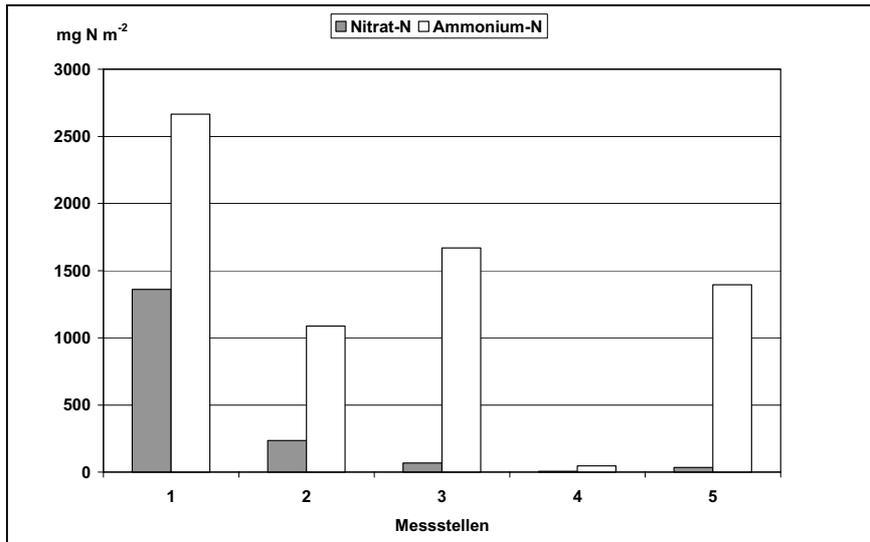


Abb. 27: Nitrat- und Ammonium-N-Gehalte des Torfs an den einzelnen Messstellen (23.09.03)

Die Ammoniumkonzentrationen des Torfs schwanken zwischen 47,6 mg N m⁻² (Mst. 4) bis maximal 2665 mg N m⁻² (Mst. 1; Abb. 27). Die höchsten Gehalte sind ebenfalls im Hangwasserbereich nachweisbar. Bis auf die Messstellen 1 und 3 nehmen die Ammoniumkonzentrationen im Torf von oben nach unten zu (Anlage 62).

Um die Unterschiede der erfassten Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen des Torfs der unterschiedlichen Probenahmeterminen zu interpretieren, müssen die differenzierten klimatischen Bedingungen beider hydrologischer Jahre berücksichtigt werden. Die erste Probenahme des Torfs am 06.08.02 folgte unmittelbar nach vorausgegangenem hohen Niederschlägen im Juli. Aufgrund der hohen Wassersättigung im Sommer dieses Jahres lässt sich nur eine geringe Intensität von Mineralisierungsprozessen ableiten. Diese Annahme wird bestätigt durch die erfassten hohen Retentionen von Nitrat, Ammonium und organisch gebundenen Stickstoff in den Sommermonaten (Kap. 5.7). Die trotz der geringen Mineralisierung ermittelten hohen Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen resultieren wahrscheinlich direkt aus der mit Niederschlag und Hangwasser eingetragenen N-Fracht. Wie bereits in Kap. 5.4 beschrieben, kann aufgrund der mangelnden Retention von N durch die Torfmooschicht bei Starkniederschlägen N in die darunter liegenden Torfhorizonte gelangen und akkumuliert werden. Im Sommer des hydrologischen Jahres 2003 waren wahrscheinlich aufgrund geringer Niederschläge und damit verbundener sinkender Wasserstände in Kombination mit hohen Temperaturen günstige Umsetzungsbedingungen vorhanden. Die im Torf erfassten, im Vergleich zum Vorjahr niedrigeren pH-Werte weisen ebenfalls auf protonenspendende Oxidationsprozesse hin. Da die Probenahme des Torfs Ende September

(23.09.03) erfolgte, waren unmittelbar vor der Beprobung aufgrund einsetzender Niederschläge (Kap. 5.1.1) günstige Voraussetzungen für die Auswaschung der mineralisierten Nährstoffe gegeben. Für eine Auswaschung von Nitrat, Ammonium und organische Verbindungen spricht ebenfalls die in Kap. 5.7 beschriebene geringe Retention von Ammonium im August dieses Jahres. Zudem wurde in diesem Zeitraum eine negative Bilanz für organische N-Verbindungen ermittelt, welche auf intensive Umsetzungsprozesse hindeutet. Hieraus kann abgeleitet werden, dass die im September 2003 im Torf nachgewiesenen im Vergleich zum Vorjahr deutlich geringeren Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen auf eine kurz vor der Probenahme auftretende Verlagerung mineralisierter N-Verbindungen zurückzuführen ist. Der deutliche Anstieg der Nitratkonzentrationen mit zunehmender Tiefe, welcher nur auf der zentralen Moorfläche erfasst wurde, könnte mit dieser Verlagerung in Verbindung stehen.

Die in vorliegenden Untersuchungen erfassten Nitratkonzentrationen des Torfs sind im Vergleich zur Literatur ausgesprochen hoch (Anlage 60). Aufgrund der in der Literatur oft nicht angegebenen Trockenrohdichten des Torfs wird allerdings der Vergleich der ermittelten Ergebnisse mit Literaturdaten erschwert. Die im Torf nachgewiesenen Ammonium-N-Konzentrationen des Untersuchungsstandortes sind ebenfalls als hoch einzuschätzen. Die an beiden Untersuchungsterminen ermittelten C/N-Verhältnisse des oberen Torfhorizontes liegen im Bereich von 22,2 bis 39,4. Die engsten C/N-Verhältnisse treten im Hangwasserbereich auf. Mit abnehmendem Hangwassereinfluss, werden die C/N-Verhältnisse im Torf weiter. Hiermit in Verbindung stehen die im Hangwasserbereich auftretenden hohen Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen des Torfs. Eine hangabwärts fortschreitende Nährstoffverarmung der Hangmoore wird auch in der Literatur beschrieben (Succow und Jeschke 1986, Succow 2001). Göttlich (1990) gibt für schwach zersetzten Hochmoortorf C/N-Verhältnisse im Bereich von 50 bis 100 und Roderfeld (1992) von 39 bis 82 an. Demnach sind die ermittelten C/N-Verhältnisse vergleichsweise eng. Neben dem C/N-Verhältnis werden von Succow und Jeschke (1986) die N_c -Werte (%) des Torfs als ein Maß der Trophie angegeben. Diese liegen in vorliegenden Untersuchungen im Bereich von 2,6 bis 4,6 %. Demnach ist das Ilsemoor hinsichtlich seiner Trophie als ein mesotrophes Moor anzusprechen. Unter Berücksichtigung der pH-Werte des Torfs ist es in den ökologischen Moortyp eines mesotroph-sauren Moores, das heißt eines Sauer-Zwischenmoores einzustufen (Succow und Jeschke 1986). Die meisten Hangmoore sind sauer-mesotroph bis teilweise oligotroph (Succow und Jeschke 1986).

Aus den vorliegenden Untersuchungsergebnissen leitet sich die Frage ab, ob die im Vergleich zur Literatur vorliegenden hohen Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen und verhältnismäßig engen C/N-Verhältnisse im Torf auf den bei einem Hangmoor im Vergleich zu

Hochmooren auftretenden Mineralbodenwassereinfluss zurückzuführen ist oder ob die in den letzten Jahrzehnten deutlich veränderten Eintragsbedingungen die Trophie des Moores erhöht haben. Untersuchungen von MacDonald (2002) verschiedener Waldökosysteme Europas zeigen, dass erhöhte N-Einträge ein Absinken der C/N-Verhältnisse der organischen Auflage zur Folge haben. Demgegenüber haben intakte Ökosysteme die Fähigkeit, als N-Senke zu fungieren, so dass es Jahre bis Jahrzehnte dauern kann bis ein N-Eintrag anhand veränderter C/N-Verhältnisse sichtbar wird. So stellten zum Beispiel Billett et al. (1990) eine jährliche Akkumulation von 38 kg ha^{-1} in Waldökosystemen über einen Zeitraum von 40 Jahren fest, ohne dass sich das C/N-Verhältnis im Oberbodenhorizont änderte. Yesmin et al. (1996) verweisen auf die unterschiedliche Wirkung von Nitrat- und Ammoniumeinträgen in ein Moorökosystem. Während der Nitratreintrag keinen signifikanten Effekt auf das C/N-Verhältnis und die Nitratkonzentration im Torf zeigte, resultierte ein Ammoniumeintrag in einer Anreicherung von NH_4 im Torf und einem signifikanten Abfallen des C/N-Verhältnisses. Die Begründung dafür liegt in der hohen KAK des Torfes, die zu einer Akkumulation im Torf führt. Demgegenüber wird Nitrat kaum im Torf akkumuliert, dafür aber bevorzugter von Pflanzen aufgenommen (Yesmin et al. 1996). Die in vorliegenden Untersuchungen ermittelten im Vergleich zum Nitrat deutlich höheren Ammoniumgehalte des Torfs bestätigen eine hohe Akkumulation von Ammonium im Torf.

5.7 N-Bilanz und -Retention

In Tab. 40 sind die N-Bilanzen und relativen Retentionen des Ilsemoores für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 zusammengefasst. Die N-Bilanzierung erfolgte im Hinblick auf den N-Eintrag durch Niederschlagsdeposition unter Berücksichtigung der Flächenanteile von Bestand und freier Moorfläche (Kap. 5.3.1.1.1 und Kap. 5.3.1.2). Hinsichtlich des N-Austrages wurden nur die Austräge in flüssiger Form (Abfluss) berücksichtigt, da die gasförmigen N-Austräge von N_2O vernachlässigbar gering sind und zudem aufgrund des Untersuchungszeitraumes (19.06.02 bis 03.07.03) keine Zuordnung zu beiden hydrologischen Jahren möglich ist. Der Austrag von N_2 ist aufgrund fehlender Messungen nicht in der Bilanzierung enthalten.

Für beide Jahre ergibt sich eine positive Bilanz von rund 37 und $40 \text{ kg N}_t \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das entspricht einer relativen Retention von 69 und 65% . Das Ilsemoor fungiert somit eindeutig als Stickstoffsenke. Die höchste Retention des Moores ist für Ammonium gegeben. Hier wurde eine positive Bilanz von 15 und $19 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet, was einer Retention von 98 und 96% gleich kommt. Bezüglich Nitrat-N wurde eine relative Retention von 61 und 70% ermittelt.

Die geringste Retention des Ilsemoors besteht gegenüber organischen N-Verbindungen mit + 8,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für das hydrologische Jahr 2002 und einer negativen Bilanz von rund 1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für das Folgejahr.

Tab. 40: Stickstoffbilanz (kg ha⁻¹ a⁻¹) und N-Retention (%) im Ilsemoor für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 (bezogen auf Moorfläche von 1,5 ha)

Hydrologische Jahre	2002	2003
N-Eintrag (kg ha⁻¹ a⁻¹)		
NO ₃ -N	23,3	30,9
NH ₄ -N	14,9	19,8
N _{org}	15,7	10,0
n N _t	54,0	60,8
N-Austrag (kg ha⁻¹ a⁻¹)		
NO ₃ -N	9,1	9,4
NH ₄ -N	0,3	0,9
N _{org}	7,4	11,0
n N _t	16,8	21,3
N-Bilanz (kg ha⁻¹ a⁻¹)		
NO ₃ -N	+ 14,2	+ 21,6
NH ₄ -N	+ 14,6	+ 18,9
N _{org}	+ 8,3	- 1,0
n N _t	+ 37,2	+ 39,5
N-Retention (%)		
NO ₃ -N	60,9	69,6
NH ₄ -N	97,9	95,5
N _{org}	52,9	-10,0
n N _t	68,8	64,9

Somit fungiert das untersuchte Moor lediglich für organischen N als Quelle. In der Literatur wird häufig auf eine Quellfunktion der Moore hinsichtlich organischer N-Verbindungen hingewiesen (Devito et al. 1989, Leonardson et al. 1994, Lenz und Wild 2000, Kieckbusch 2003). Ursache hierfür sind Transformationen von anorganischen in organische N-Formen, die in Feuchtgebieten eine große Bedeutung haben (Devito et al. 1989). Der von Pflanzen aufgenommene anorganische Stickstoff wird in organische N-Verbindungen umgewandelt und durch Zersetzungs Vorgänge als organischer N freigesetzt. Diese organischen N-Verbindungen werden in Abhängigkeit von den vorherrschenden Bedingungen entweder mineralisiert oder fest in Huminstoffe eingebunden (Kieckbusch 2003). Demzufolge weist eine negative Bilanz an organischen N-Verbindungen auf intensiv ablaufende Umsetzungsvorgänge insbesondere der Humifizierung hin. Wie bereits in Kap. 5.3.2 beschrieben, besteht eine Abhängigkeit zwischen der Höhe der N-Einträge und der Intensität von Umsetzungsprozessen. Mit steigenden N-Depositionen sinkt die Intensität von Umsetzungsvorgängen, da

die Vegetation bevorzugter N direkt aus der atmosphärischen Deposition als aus der Mineralisierung organischer Substanz stammend aufnimmt und hierdurch Umsetzungsprozesse an Bedeutung verlieren (Yesmin et al. 1995). Des Weiteren wird in der Literatur ebenfalls auf Austräge organischer N-Verbindungen durch die Vegetation von Mooren verwiesen, die eine Stickstoffsättigung insbesondere nährstofflimitierter Systeme anzeigen und zur negativen Bilanz beitragen können (Williams und Silcock 1997, Wassen et al. 1998). Die Retention organischer N-Verbindungen wird in der Literatur in unterschiedlichen Größenordnungen von -27 % (Kieckbusch 2003) bis + 32 % angegeben (Lenz und Wild 2000).

Die in vorliegenden Untersuchungen ermittelte Nitratretention ist als hoch einzuschätzen und lässt sich gut in Angaben aus der Literatur einordnen. Eine Vielzahl an Untersuchungen belegt hohe relative Retentionen von Nitrat, wobei Spannen von 24 bis 86 % aufgezeigt werden (Devito et al. 1989, Ambus und Hoffman 1990, Lenz und Wild 2000). Ursache der Akkumulation von Nitrat in Mooren und Feuchtgebieten ist in erster Linie die Pflanzenaufnahme. Die Vegetation von Mooren nimmt direkt und bevorzugt Nitrat, insbesondere aus der atmosphärischen Deposition auf (Yesmin et al. 1996). Eine weitere Ursache für die Reduktion des eingetragenen Nitrats sind Denitrifikationsvorgänge, auf die in der Literatur hingewiesen wird (Ecologgruppen 2000, Mitsch und Gosselink 2000, Kieckbusch 2003). Eine Quellfunktion für Nitrat kann gegeben sein, wenn eine aerobe Mineralisierung auftritt, was nur bei niedrigen Wasserständen, nicht allzu geringen pH-Werten und hohen Temperaturen in Mooren der Fall ist (Müller und Bauche 1998).

Im Gegensatz zu den meisten Literaturangaben hat anhand vorliegender Untersuchungen die Retention von Ammonium eine größere Bedeutung als die Retention von Nitrat. Die Ammonium-Bilanz kann sowohl negativ als auch positiv sein. Negative Bilanzen mit großen Unterschieden von - 253 % (Lenz und Wild 2000) bis - 11 % (Kieckbusch 2003) finden sich in der Literatur. Demgegenüber können Moore und Feuchtgebiete auch positive Bilanzen hinsichtlich des Ammoniums von 31 bis 83 % aufweisen (Devito et al. 1989, Ambus und Hoffmann 1990, Kadlec und Knight 1996, Lenz und Wild 2000, Kieckbusch 2003). Nach Kieckbusch (2003) sind die Ursachen für negative Ammonium-Bilanzen in intensiven Mineralisationsvorgängen und der damit verbundenen hohen Sauerstoffzehrung der Mikroorganismen zu sehen, die zu anaeroben Verhältnissen und damit zu einer Anreicherung und dem Austrag von Ammonium führen können. Demgegenüber ist eine positive Bilanz gegeben, wenn infolge Nitrifikationsprozessen Ammonium abgebaut wird (Kieckbusch 2003). Darüber hinaus darf ebenfalls die Akkumulation von NH_4 im Torf nicht außer Acht gelassen werden. Die Zusammensetzung des N-Eintrages ist somit von großer Bedeutung, da Nitrat und Ammonium sehr unterschiedliche Wirkungen innerhalb eines Moorökosystems zeigen (Yesmin

et al. 1996). Die hohe Ammoniumretention des Ilsemoores kann ebenfalls auf die Akkumulation von NH_4 im Torf zurückgeführt werden. Hierauf deuten die hohen Ammoniumgehalte und die relativ engen C/N-Verhältnisse im Torf hin (Kap. 5.6).

Die Retention der einzelnen N-Formen zeigt eine hohe saisonale Variabilität. In Anlagen 63 und 64 sind die monatlichen Retentionen aller N-Verbindungen für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 zusammengestellt. Abbildung 28 zeigt die Änderungen der Zusammensetzung von N-Eintrag und –Austrag und die Retention im zeitlichen Verlauf beider Jahre. Die höchste Retention aller N-Verbindungen mit Ausnahme der organischen N-Verbindungen ist in den Sommermonaten gegeben. Demgegenüber wurde die geringste Retention von Nitrat- und Gesamtstickstoff im Frühjahr beobachtet. Während im hydrologischen Jahr 2002 eine hohe Retention organischer Verbindungen im Frühjahr auftritt, weist das Moor im Frühjahr des Folgejahres eine deutliche Quellenfunktion für organische Verbindungen auf. In den Wintermonaten beider Jahre sind relativ geringe Retentionen aller N-Verbindungen nachweisbar. Auch Kieckbusch (2003) wies die niedrigsten Nitratretentionen von 10 bis 30 % in den Wintermonaten und die höchsten Nitratretentionen von annähernd 100 % in den Monaten April bis Oktober nach. Untersuchungen von Ecologgruppen (2000), Mitsch und Gosselink (2000) und Bendoricchio et al. (2000) belegen ebenfalls eine geringe Retention von Nitrat in den Wintermonaten. Als Ursache hierfür wird die Kombination niedriger Wassertemperaturen und hoher Wasserdurchsätze in Feuchtgebieten im Winter angegeben, die zu einer Hemmung der Denitrifikation führen (Bendoricchio et al. 2000). Durch Denitrifikationsprozesse bedingter Abbau von Nitrat trägt in den Wintermonaten hauptsächlich zur Reduzierung der Nitratausträge aus Feuchtgebieten bei (Ecologgruppen 2000, Spieles und Mitsch 2000). In vorliegenden Untersuchungen wurden die geringsten Retentionen im Frühjahr nachgewiesen, wobei die Ursachen hierfür in der Schneeschmelze und den hiermit im Zusammenhang stehenden Austrägen der im Schnee angereicherten N-Verbindungen zu sehen sind (Kap. 5.3.2.1). Hierfür spricht ebenfalls die deutlich negative Bilanz des organischen N im Frühjahr des Jahres 2003, welche durch den hohen organischen N-Anteil im Schnee begründet ist.

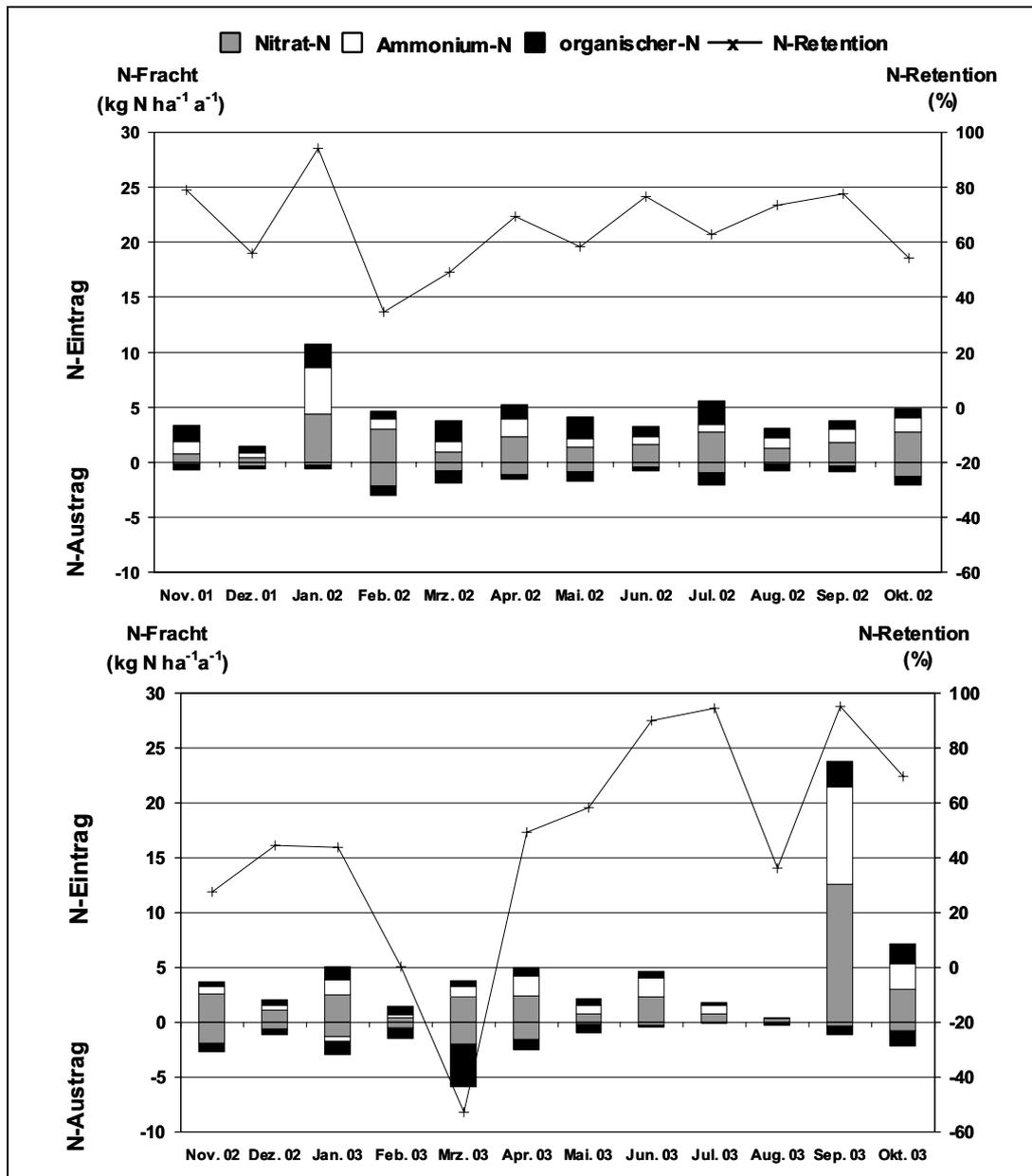


Abb. 28: Monatliche N-Frachten des Ein- und Austrages und Retentionen für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003

Die Unterschiede beider hydrologischer Jahre hinsichtlich der Retention von organischen Verbindungen im Frühjahr kann auf differenzierte zeitliche Verläufe der Schmelze und auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Schneedeckung beider Jahre zurückgeführt werden. Im hydrologischen Jahr 2003 wurde ein im Vergleich zum Vorjahr deutlich höherer organischer N-Gehalt im Schnee nachgewiesen (Kap. 5.3.1.1.1). Zudem spielen in diesem Jahr aufgrund der langsam und mit vielen Stagnationsphasen ablaufenden Schmelze wahrscheinlich Umsetzungsvorgänge in der Schneedecke eine Rolle, die für die hohen organischen N-Austräge verantwortlich sind. Im hydrologischen Jahr 2002 verlief die Schnee-

schmelze demgegenüber aufgrund begleitender hoher Niederschläge sehr rasch. Die geringen N-Retentionen im Frühjahr und auch im Winter sind außerdem auf die fehlende Pflanzenaufnahme außerhalb der Vegetationsperiode zurückzuführen. Ob die geringe Retention von Nitrat in den Wintermonaten ebenfalls, wie in der Literatur beschrieben, durch eine infolge hoher Wasserführung und niedriger Temperaturen gehemmten Denitrifikation begründet ist, kann anhand vorliegender Untersuchungen nicht geklärt werden. Es ist jedoch anzunehmen, dass aufgrund der charakteristischen über das gesamte Jahr vorhandenen Wasserführung mit hoher Fließgeschwindigkeit eines Hangmoores mit ausgeprägtem Gefälle die Denitrifikation generell am Untersuchungsstandort von untergeordneter Bedeutung ist. Die nachgewiesenen hohen Retentionen des untersuchten Moores in den Sommermonaten, die ebenfalls in der Literatur bestätigt werden, sind auf die Aufnahme von N durch die Vegetation innerhalb der Vegetationsperiode zurückzuführen. Kieckbusch (2003) gibt neben der Pflanzenaufnahme ebenfalls die Denitrifikation als Ursache für die positive Bilanz von Nitrat an. Untersuchungen von Lenz und Wild (2000) wiesen einen vollständigen Abbau des Nitrats infolge von Denitrifikationsprozessen im Sommerhalbjahr nach. Während Untersuchungen von Kieckbusch (2003) eine positive Ammonium-Bilanz im Winter und eine negative Bilanz im Sommer ermittelten, ist in eigenen Untersuchungen die Retention von NH_4 im Sommer sehr hoch. Die von Kieckbusch (2003) nachgewiesene Quellenfunktion für Ammonium im Sommer deutet auf intensive Umsetzungen und daraus resultierende Sauerstoffzehrung sowie geringere Wasserbewegung und damit verbundenene anaerobe Bedingungen hin. Vorliegende Untersuchungen lassen anhand des Exports organischer N-Verbindungen im Sommer 2003 und der geringen Retention organischer N-Verbindungen im Herbst 2002 intensive Stoffumsetzungen infolge hoher Temperaturen und sinkender Wasserstände ableiten. Diese Aussage wird ebenfalls gestützt durch die relativ geringe Ammoniumretention im Oktober und November 2002 sowie im August 2003, die auf eine Mineralisierung organischer N-Komponenten in den Sommermonaten hinweist, wobei der mineralisierte N in beiden Untersuchungsjahren in Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen zeitlich differenziert ausgetragen wird. Auch Untersuchungen von Lenz und Wild (2000) zeigten einen Export organischer N-Verbindungen in den Sommermonaten, der durch intensive Stoffumsetzungen begründet ist.

Die N-Bilanz des Ilsemoores weist eine überwiegend positive Bilanz gegenüber den eingetragenen N-Verbindungen auf. Die Unterschiede der Retentionen beider Untersuchungsjahre sind auf differenzierte N-Einträge und unterschiedliche klimatische Bedingungen zurückzuführen, die Einfluss auf Umsetzungsvorgänge und Stofftransporte haben. Die ermittelte hohe N-Retention des Ilsemoores deutet darauf hin, dass infolge der Akkumulation von Stickstoff durch lebende und abgestorbene Biomasse (Torf) das Moor als eine N-Senke fungiert

(Kap. 5.6). Im Vergleich zum Ilsemoor ergaben Untersuchungen von Müller und Bauche (1998) eines Hochmoores im Hochharz eine deutlich geringere N-Retention von 12 %, die eine Störung des Moores belegt. Kieckbusch (2003) berechnete für flach überstaute Niedermoorflächen Schleswig-Holsteins N-Retentionen von – 48 und + 14 %. Devito et al. (1989) gibt für ein Feuchtgebiet (Biberteich) Kanadas eine ebenfalls geringe relative N-Retention von 5 % an. Untersuchungen gedränter Moore Südschwedens ergaben N-Retentionen von 15 % (Leonardson et al. 1994). Der Vergleich der anhand vorliegender N-Bilanzen berechneten N-Retention mit den vorgestellten Literaturangaben beweist, dass das Ilsemoor einen deutlich höheren Rückhalt von Stickstoff aufzeigt. Bei diesem Vergleich darf jedoch nicht unberücksichtigt bleiben, dass das Ilsemoor ein intaktes und anthropogen weitestgehend ungestörtes Moor ist und allein eine Störgröße durch den hohen atmosphärischen N-Eintrag am Untersuchungsstandort gegeben ist. Yesmin et al. (1995) wiesen in Untersuchungen von Hochmooren Großbritanniens eine Abnahme der N-Retention mit zunehmendem N-Eintrag nach, wobei erstaunlicherweise die Standorte mit den höchsten N-Depositionen eine positive N-Bilanz besaßen. Die Ursache hierfür ist eine direkte Aufnahme von atmosphärischem N durch Pflanzen, welche die Aufnahme von mineralisiertem N übersteigt. Die direkte Aufnahme atmosphärischer N-Depositionen durch die Vegetation ist wahrscheinlich am Untersuchungsstandort ebenfalls von Bedeutung. Bei der Interpretation der berechneten N-Bilanzen des Ilsemoores ist anzumerken, dass der gasförmige Austrag von N_2 nicht berücksichtigt wurde. Es kann jedoch aufgrund der hohen Wasserbewegung des Moores und des hiermit verbundenen Sauerstoffeintrages davon ausgegangen werden, dass die Bedeutung der vollständigen Denitrifikation von Nitrat zu N_2 gering ist (Kap. 5.3.2.2).

Generell kann die Bilanzierung von N-Flüssen eines Moores und die sich hieraus ergebende N-Retention, die das Moor als eine sogenannte „Blackbox“ betrachtet nur eine Einschätzungsmöglichkeit darstellen, da keine Quantifizierung von Umsetzungs-, Akkumulations- und Rücklösungsprozessen auf der Moorfläche möglich sind. Um diese Prozesse abzuschätzen, müssen zusätzlich Moorwasser, Torf und Biomasse berücksichtigt werden (Kap. 5.4 bis 5.6). Nachgewiesene erhöhte N-Konzentrationen in Biomasse und Torf bestätigen die ermittelte hohe Retention des Moores. Die Unterschiede in der Retention der einzelnen N-Verbindungen zeigt, dass es für die N-Bilanzierung unbedingt erforderlich ist, alle N-Formen zu erfassen.

Die **N-Bilanzierung auf Einzugsgebietsebene** (0,13 km²) unter Berücksichtigung der Anteile von 69 % Waldflächen und 31 % Freiflächen (Kap. 3.4) ergibt N-Frachten im Gebietsniederschlag von rund 46 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2002) und 53 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2003). Die N-Retentionen beider Jahre für das gesamte Mooreinzugsgebiet betragen demnach 63 % (2002) und 60 %

(2003) und sind als hoch einzuschätzen. Jedoch ist darauf zu verweisen, dass keine gasförmigen N-Austräge in der Bilanz enthalten sind und die Größe des Hangwassereintrages in das Einzugsgebiet nicht bekannt ist.

6 Schlussfolgerungen

Die Stickstoff- und Wasserflüsse eines ungestörten Hangmoores in der Kernzone des Nationalparks Hochharz wurden in einem zweijährigen Zeitraum quantifiziert und bilanziert, hydrochemische Kenngrößen erfasst sowie Zusammenhänge zwischen Moorwasser, Vegetation und Torf im Hinblick auf den Stickstoffhaushalt des Moorökosystems untersucht. Die Ergebnisse ermöglichen eine Einschätzung des aktuellen Moorzustandes unter dem Aspekt erhöhter N-Einträge und tragen zum Verständnis moorinterner N-Umsetzungs- und Akkumulationsprozesse bei. Eine umfassende Datengrundlage zur Beschreibung des Wasser- und N-Haushaltes des Hangmoores wurde erarbeitet und damit eine Voraussetzung für künftige Modellierungen geschaffen, mit denen die Übertragbarkeit auf andere vergleichbare Moorökosysteme des Hochharzes ermöglicht wird. Die Untersuchungsergebnisse zeigten den Einfluss von N-Einträgen auf das Moorökosystem anhand erhöhter N-Konzentrationen in Moorwasser, Biomasse und Torf. Es wurde eine hohe N-Retention und damit N-Senkenfunktion des Moorökosystems nachgewiesen.

Aus den Ergebnissen lässt sich zur Erweiterung und Vertiefung bisher gewonnener Erkenntnisse der im Folgenden aufgeführte Forschungsbedarf ableiten:

- Ermittlung hydrologischer (Wasserhaushaltsgrößen), hydrophysikalischer (kf, pF) und pedologischer Kenngrößen (Bodentyp, -art, Torfart, Zersetzungsgrad) auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Modellierungen und Berechnungen von Wasserflüssen (z. B. Akrotelmtransmissibilität) und Stofffrachten
- Tracerversuche und Ionenbilanzen (K, Na, Mg, etc.) zur Präzisierung der Stoff- und Wasserflüsse
- Luftchemische Untersuchungen in Kooperation mit Forschungspartnern als Beitrag zur Ursachenfindung der hohen N-Depositionen und Betrachtung globaler Zusammenhänge
- Neuanlage und Modifizierung des ITNI-Versuches mit moortypischer Vegetation (Torfmoosen) unter besonderer Berücksichtigung pflanzenphysiologischer Zusammenhänge zur Einschätzung der Pflanzenaufnahme gasförmigen Stickstoffs aus der Luft als Grundlage für den Nachweis von critical loads
- Untersuchungen zur Mineralisierung von Torf unter kontrollierten Bedingungen im Labor

Für den Schutz und das Management der Moore im Nationalpark Hochharz sind die folgenden Schlussfolgerungen von Bedeutung. Da ungestörte Moore die ursprünglichsten und natürlichsten Lebensgemeinschaften im Nationalpark Hochharz sind, von denen aufgrund von Störungen durch Torfabbau, Entwässerung zur Fichtenaufforstung und Bau der Brockenbahn nur noch wenige erhalten sind, ist deren Schutz von hoher Priorität und zählt mit zu den wichtigsten Zielen des Nationalparks (Nationalparkplan 2004).

Eine **Prognose der mittel- und langfristigen Entwicklung der Moore** auf der Grundlage der Ergebnisse ist aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraumes und einem fehlenden Bezugspunkt zu entsprechenden zurückliegenden Untersuchungsergebnissen außerordentlich schwierig. Unter der Annahme, dass die N-Emissionen im Zeitraum von 1950 bis 1989 stetig anstiegen und sich seit dem auf einem leicht absinkenden, aber dennoch hohen Niveau bewegen, erhalten die Moorökosysteme seit Jahrzehnten hohe N-Einträge. Vergleichende Untersuchungen der Vegetation von 1973 und 2002 lassen den Rückgang von stärker oligotraphenten Arten, wie *Sphagnum auriculatum* und *Sphagnum riparium* und eine Zunahme der torfmoosarmen Variante der *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft sowie der *Carex rostrata*-Gesellschaft als Ausdruck für die erhöhten N-Einträge erkennen (Baumann 2002). Obwohl eine hohe N-Versorgung der Vegetation nachweisbar war, besteht für die Vegetation andererseits eine Limitierung durch Phosphor und Kalium. Als Voraussetzungen für eine gesicherte mittel- und langfristige Prognose der Vegetationsentwicklung sind unbedingt langfristige, fortführende und ergänzende Arbeiten erforderlich. In diesem Zusammenhang wird ein Moormonitoring mit folgenden Aufgabengebieten vorgeschlagen:

- Fortsetzung der begonnenen N-Depositionsmessungen auf der Freifläche und im Bestand
- Einrichtung weiterer N-Depositionsmessstellen an verschiedenen Standorten des Hochharzes in Abhängigkeit der Höhenlage und Himmelsrichtungen (Windeinfluss)
- Ereignisbezogene (z. B. Schneeschmelze, Starkniederschlag, etc.) und jahreszeitenabhängige Probenahme und N-Konzentrationsbestimmung des Moorabflusses und Moorwassers
- Erweiterung bestehender Vegetationsdauerbeobachtungsflächen

Es wird empfohlen, das bereits im Jahre 2001 im Auftrag des Nationalparks Hochharz eingerichtete Torfmoosmonitoring zur Beobachtung einer möglichen Ausbreitung der mesotraphenten Torfmoosart *Sphagnum fallax* gegenüber ombrotrophenten Arten fortzusetzen und weiter auszubauen, in dem weitere Dauerbeobachtungsflächen in anderen Mooren analog zu den Depositionsmessstellen eingerichtet werden. Sinnvoll ist eine Ergänzung der

Vegetationsdauerbeobachtungsflächen durch ein begleitendes langfristiges Monitoring der Nährstoffgehalte von Moorwasser und Vegetation. In diesem Zusammenhang sollten Moorwasseruntersuchungen in Abhängigkeit der beobachteten Torfmoose und Gefäßpflanzen durchgeführt und zudem Nährstoffgehalte der oberirdischen Biomasse der entsprechenden Pflanzenarten (Untersuchungsintervall von etwa 5 Jahren) untersucht werden, um die Frage der Nährstofflimitierung (P, K) langfristig zu verfolgen.

Während gestörte Moore in der Kernzone des Nationalparks ohne Eingriffe bleiben sollen, sind vorliegende Untersuchungsergebnisse für geplante **Revitalisierungsmaßnahmen** von Mooren in der Naturzone (Entwicklungszone) anwendbar und können in diesem Zusammenhang einen Beitrag für die Ableitung von Leitbildern und Entwicklungszielen der Moore liefern.

Maßnahmen zum Schutz ungestörter Moore vor erhöhten atmosphärischen Stoffeinträgen können schwerlich abgeleitet werden, da es sich hierbei um ein globales Problem handelt, das lediglich durch grenzüberschreitende Änderungen in der Emissionspolitik gesteuert werden kann. Eine durchführbare Eingriffsmöglichkeit auf den N-Haushalt wird in der Verminderung von Erosionserscheinungen der Hangmoore gesehen. Die Untersuchungsergebnisse zeigten den Einfluss von Erosionsrinnen auf das Abflussverhalten und damit ebenfalls auf den N-Haushalt von Mooren. Eine Herabsetzung der Fließgeschwindigkeiten der Moorzuflüsse durch geeignete bauliche Maßnahmen in der Entwicklungszone des Nationalparks kann folgende positive Effekte auf Wasser- und N-Haushalt der Hangmoore bewirken:

- Verminderung von Erosionserscheinungen und der Bildung von Erosionsrinnen und damit Reduzierung des Moorabflusses
- Längerer und intensiverer Kontakt des zufließenden Wassers mit dem Moorkörper und folglich höhere N-Retention und intensivere Umsetzungsprozesse
- Förderung reduzierender Bedingungen des Moorwassers und damit von Denitrifikationsprozessen und der Bildung von klimatisch unbedenklichem N₂ aufgrund des verminderten Sauerstoffeintrags
- Reduzierung der N-Fracht (NO₃) im Moorabfluss und damit geringere Belastung angrenzender Ökosysteme

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse können im Zusammenhang mit einem langfristigen Moormonitoring ebenso für die mittel- und langfristige Prognose der künftigen stofflichen Beschaffenheit von Fließgewässern und damit für die Trinkwasserversorgung des Hochharzes herangezogen werden. Auch sind die Erkenntnisse bei waldbaulichen Maßnahmen zum Umbau von Fichtenforsten in der Entwicklungszone des Nationalparks zu berücksichtigen.

Literatur

- Aber, J. D.; Magill, A.; McNulty, S. G. (1995). Forest Biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1665 – 1670.
- Acker, K.; Möller, D.; Wieprecht, W.; Naumann, St. (1995). Mt. Brocken, a site for a cloud chemistry measurement programme in central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1979 – 1984.
- Acker, K.; Möller, D.; Marquardt, W.; Brüggemann, E.; Wieprecht, W.; Auel, R.; Kalaß, D. (1998). Atmospheric research program for studying changing emission patterns after German unification. *Atmospheric Environment* 32: 3435 – 3443.
- Aerts, R. und Berendse, F. (1988). The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio* 76: 63 – 69.
- Aerts, R.; Wallen, B.; Malmer, N. (1992). Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.* 80: 131-140.
- AG BODEN (1994). Bodenkundliche Kartieranleitung KA 4, Hannover.
- Altermann, M. (2002). Bodenkundliche Untersuchungen zur Kennzeichnung eines Moorkommens im Ilse-Einzugsgebiet (Ilse-Quellmoor). Bodenkundliche Ansprache im Auftrag des Nationalparks Hochharz, unveröffentlicht.
- Ambus, P. und Hoffmann, C. C. (1990). Kvaestofomsaetning og stofbalance i anare områder. Npo research from the Danish Environmental Protection Agency No. C 13, Kopenhagen.
- Ambus, P. und Christensen, S. (1995). Spatial and seasonal nitrous oxide and methane fluxes in Danish forest-, grassland-, and agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 24: 993 – 1001.
- Antal, E. (1968). Az öntözési előirányozás meteorológiai adatok alapján. Kandidátusi értekezés, Budapest.
- Arbeitskreis Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG 1998). Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 86: 1 – 180.
- Armbruster, M. (1998). Zeitliche Dynamik der Wasser- und Elementflüsse in Waldökosystemen – Zeitreihenanalysen, Simulationsmöglichkeiten und Reaktion auf experimentell veränderte Stoffeinträge in den ARINUS-Wassereinzugsgebieten. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, Heft 38. Dissertation, Universität Freiburg i. Breisgau.
- Asman, W. A. H. und Van Jaarsveld (1990). Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von NH₃-Verbindungen. In: KTBL/VDI (Hrsg.): *Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderung*. Gemeinsames Symposium, 10. bis 12. Oktober 1990. Münster-Hiltrup, Landwirtschaftsverlag: 1-144.
- Asman, W. A. H. (1993). Emission and Deposition of ammonia and ammonium. In: *The Terrestrial Nitrogen Cycle as influenced by man*, Nova Acta Leopoldina, Nr. 288, Bd. 70.
- Aue, B. (1985). Wasserhaushalt unberührter und regenerierender Hochmoore und seine qualitativen Probleme, ergänzt durch eigene Untersuchungen zur Trophie des Moorkwassers im Regenerationsmodell „Dosenmoor“ bei Neumünster. Diplomarbeit, Universität Kiel.

- Aue, C. (1993). Die Bedeutung der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung für den Stofffluss in forstlich und agrarisch genutzten Böden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Schr. R. Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, 23.
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R. (1996). Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung, 8. Auflage. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.
- Baker, R. G. E. und Boatman, D. J. (1992). The effect of nitrogen, phosphorus and carbon dioxide on cell development in branch leaves of *Sphagnum*. Journal of Bryology 17: 35 – 46.
- Baumann, K. (2001). Vegetation eines soligenen Hangmoores im Ilsequellgebiet (Nationalpark Hochharz). Kartierung im Auftrag der Nationalparkverwaltung Hochharz, unveröffentlicht.
- Baumann, K. (2002). Vegetations- und Torfmoos-Monitoring in soligenen Hangmooren des Ilsequellgebietes (Nationalpark Hochharz). Bad Harzburg.
- Baumann, K. (2003). Torfmoosmonitoring in soligenen Hangmooren des Ilsequellgebietes. Forschungsbericht des Nationalparks Hochharz, unveröffentlicht.
- Baumgartner, A. (1967). Energetic bases for differential vaporization from forest and agricultural land. In: Sopper, W. und Lull, H. (Hrsg.). Forest Hydrology. Pergamon Press, Oxford.
- Bayley, S. E.; Vitt, D. H.; Newbury, R. W.; Beaty, K. G.; Miller, C. (1987). Experimental acidification of a *Sphagnum*-dominated peatland: First year results. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 194 – 205.
- Baxter, R.; Emes, M. J. und Lee, D. S. (1992). Effects of an experimentally applied increase in ammonium on growth and amino-acid metabolism of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. Ex. Hoffm. from differently polluted areas. New Phytologist 120: 159 – 175.
- Bendoricchio, G.; Dal Cin, L.; Persson, J. (2000). Guidelines for free water surface wetlands design. Ecosys 8: 51 – 92.
- Berendse, F.; Bobbink, R. und Rouwenhorst, G. (1989). A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. II. Litter decomposition and nutrient mineralization. Oecologia 78: 338 – 348.
- Berendse, F.; Van Breemen, N.; Rydin, H.; Buttler, A.; Heijmans, M. P. D.; Hoosbeek, M. R.; Lee, J. A.; Mitchell, E.; Saarinen, T.; Vasander, H. und Wallén, B. (2001). Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in *Sphagnum* bogs. Global Change Biology 7: 591 – 598.
- Bertram, R. (1988). Pflanzengesellschaften der nordniedersächsischen Moore und die Abhängigkeit dieser Vegetationseinheiten von der Wasserqualität. Dissertation, Universität Berlin.
- Beug, H. J.; Henrion, I. und Schmüser, A. (1999). Landschaftsgeschichte im Hochharz – Die Entwicklung der Wälder und Moore seit dem Ende der letzten Eiszeit. Papierflieger, Clausthal-Zellerfeld.
- Beug, H. J. (2004). Mündliche Mitteilungen

- Billett, M. F.; FitzPatrick, E. A.; Cresser, M. S. (1990). Changes in carbon and nitrogen status of forest soil organic horizons between 1949/50 and 1987. *Environmental Pollution* 66: 67 – 79.
- Bock, E.; Koops, H.-P.; Harms, H. (1986). Cell biology of nitrifying bacteria. In: Prosser, J. I. (Hrsg.): *Nitrification*. IRL Press, Oxford.
- Boelter, P. H. (1965). Hydraulic conductivity of peat. *Soil Science* 100: 227 – 231.
- Böhlmann, N.; Bernsdorf, S.; Borg, H.; Wegener, U. (2001). Einfluss anthropogener Belastungen auf chemische Kennwerte des Wassers in Mooren des Hochharzes. *Landnutzung und Landentwicklung* 42: 1 – 6.
- Böhlmann, N.; Bernsdorf, S.; Meißner, R.; Borg, H.; Wegener, U.; Russow, R.; Böhme, F. (2002). Stickstoff – ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht – Ergebnisse aus dem Workshop „N-Deposition in Agrarökosystemen“ vom 2. bis 3. Mai 2002. *UFZ-Bericht* 16: 18 – 27.
- Böhme, F. und Russow, R. (2002). Formen der atmogenen N-Deposition und deren Bestimmung in Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der ¹⁵N-Isotopenverdünnungsmethode (ITNI). *UFZ-Bericht* 16: 6 –17.
- Böhme, F.; Merbach, I.; Weigel, A.; Russow, R. (2003). Effect of crop type and crop growth on atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*: 1 - 5.
- Bortz, J. (1993). *Statistik für Sozialwissenschaftler*, 4. Auflage. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.
- Bouwman, A. F. (1990). Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Bouwman, A. F. (Hrsg.). *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley & Sons, Chichester, England: 61 – 127.
- Bouwman, A. F. (1994). Direct emissions of nitrous oxide from agriculture soil. Report No. 773994004, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands.
- Bowden, W. B. (1986). Nitrification, nitrate reduction and nitrogen immobilization in a tidal freshwater marsh sediment. *Ecology* 67: 88 – 99.
- Bowden, R. D.; Steudler, P. A.; Melillo, J. M. (1990). Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. *J. Geophys. Res.* 95: 13,997 – 14,005.
- Boxman, A. W.; Blanck, K.; Brandrud, T. (1998). Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *Forest Ecology and Management* 101: 65 – 79.
- Brahmer, G. (1990). Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmogener Einträge. Dissertation, Universität Freiburg i. Breisgau. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen Heft* 25.
- Bräutigam, K. R. (1996). Substance Flows (SFA) – Nitrogen. Bericht Do. MFS /97/10 des Statistical office of the European Communities F3 – Environment. Bericht des Instituts für Technology Assesment and System Analysis (ITAS), Karlsruhe.

- Brehm, K. (1971). Ein *Sphagnum*-Bult als Beispiel einer natürlichen Ionenaustauschersäule. Beitr. Biol. Pflanzen 47: 287 – 312.
- Breitenbeck, G. A.; Blackmer, A. M.; Bremner, J. M. (1980). Effect of different nitrogen fertilizers on emission of nitrous oxide from soil. Geophys. Res. Lett. 7: 85 – 88.
- Bremner, J. M.; Robbims, S. G.; Blackmer, A. M. (1980). Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil. Geophys. Res. Lett. 7: 641 – 644.
- Bridges, K. S.; Davies, T. D.; Jickells, T. D.; Zeman, Z.; Hunova, I. (2002). Aerosol, precipitation and cloud water chemistry observations on the Czech Krusne Hory plateau adjacent to heavily industrialised valley. Atmospheric Environment 36: 353 – 360.
- Briest, N. und Hartmann, K. (1994). Aufbau und Realisierung eines Monitoring-Programms für ausgewählte Gewässer im Bereich des Nationalparks Hochharz. Diplomarbeit, Fachhochschule Magdeburg.
- Brüggemann, E. und Rolle, W. (1995): In: Heij, G. J. und Erisman, J. W. (Hrsg.): Acid Rain Research: Do we have enough answers ?. Elsevier Sci. Publ., Amsterdam: 403 – 406.
- Brumme, R.; Borken, W.; Finke, S. (1999). Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. Global Biogeochemical Cycles, Vol. 13, Nr. 4: 1137 – 1148.
- Bruijnzeel, L. A. (2001). Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. Land Use and Water Resources Research 1: 1 – 18.
- Burkard, R.; Eugster, W.; Wrzesinsky, T.; Klemm, O. (2002). Vertical divergence of fogwater fluxes above a spruce forest. Atmospheric Research 64: 133 – 145.
- Burkard, R.; Bützberger, P.; Eugster, W. (2003). Vertical fogwater flux measurements above an elevated forest canopy at the Lägeren research site, Switzerland. Atmospheric Environment 37: 2979 – 2990.
- Burton, D. L. und Beauchamp, E. G. (1994). Profile nitrous oxide and carbon dioxide in a soil subject to freezing. Soil Science Society of America Journal 58: 115 – 122.
- Campbell, J. A. (1970). Chemical systems. In: Van Kleeve, K. und Tieszen, L. L. (Hrsg.): Seasonal nutrient dynamic of tundra vegetation at Barrow, Alaska. Arctic und Alpine Res. 7: 209 – 226.
- Cape, J. N.; Kirika, A.; Rowland, A. P.; Wilson, D. R.; Jickells, T. D.; Cornell, S. (2001). Organic nitrogen in precipitation: real problem or sampling artefact ?. In: Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy. The Scientific World 1.
- Charman, D. J. ; Aravena, R. ; Warner, B. G. (1994). Carbon dynamics in a forested peatland in north-eastern Ontario. Canada. J. Ecol.: 55 – 62.
- Christensen, S. und Christensen, B. T. (1991). Organic matter available for denitrification in different soil fractions: effect of freeze/thaw cycles and straw disposal. Journal of Soil Science 42: 637 – 647.
- Christensen, S. und Tiedje, J. M. (1990). Brief and vigorous N₂O production by soil at spring thaw. Journal of Soil Science 41: 1 – 4.

- Clymo, R. S. (1973). The growth of *Sphagnum*: Some effects of environment. *J. Ecol.* 61: 849 – 869.
- Clymo, R. S. und Hayward, P. M. (1982). The Ecology of *Sphagnum*. In: Smith, A. J. E. (Hrsg.): *Bryophyte ecology*. London: Chapman and Hall: 229 – 289.
- Cornell, S.; Rendell, A.; Jickells, T. (1995). Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen to the oceans. *Nature* 376: 243 – 246.
- Coulson, J. C. und Butterfield, J. (1978). An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on blanket bog. *J. Ecol.* 66: 631 – 650.
- Crutzen, P. und Ehhalt, D. H. (1977). Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio* 6: 112 – 117.
- Dambrine, E.; Pollier, B.; Bonneau, M.; Ignatova, N. (1998). Use of artificial trees to assess dry deposition in spruce stands. *Water, Air and Soil Pollution* 107: 1 – 23.
- Damman, A. W. H. (1978). Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. *Oikos* 30: 480 – 495.
- Damman, A. W. H. (1986). Hydrology, development, and biogeochemistry of ombrogenous peat bogs with special reference to nutrient relocation in a western Newfoundland bog. *Can. J. Bot.* 64: 384 – 394.
- Dasch, J. M. (1988). Hydrological and chemical inputs to fir trees from rain and clouds during a 1-month study at Clingmans Peak, N. C. *Atmospheric Environment* 22 (10): 2255 – 2262.
- Davidson, E. A. (1991). Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J. E.; Whitman, W. B. (Hrsg.): *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*. American Society for Microbiology, Washington, D. C.: 219 – 235.
- De Boer, W.; Tietema, A.; Klein Gunnewiek, P. J. A.; Laanbroek, H. J. (1992). The chemolithotrophic ammonium-oxidizing community in a nitrogen saturated acid forest soil in relation to pH-dependent nitrifying activity. *Soil Biol. Biochem.* 24: 229 – 234.
- Deising, H. (1987). In vivo studies on the regulation of nitrate reductase in *Sphagnum* species. *Symposia Biologica Hungarica* 35: 59 – 69.
- Derwent, R. G. (1995). Air chemistry and terrestrial gas emissions: a global perspective. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. A Math Phys. Sci.* 531: 205 – 217.
- Devito, K. J.; Dillon, P. J.; Lazerte, B. D. (1989). Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands. *Biogeochemistry* 8: 185 – 205.
- Dierssen, B. und Dierssen, K. (1984). *Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore*. Beih. Veröff. NatSch. LandschPfl. 39, Karlsruhe.
- Dörsch, P.; Flessa, H.; Beese, F. (1993). Jahreszeitliche N₂O-Emissionsspitzen nach Bodenfrost. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72: 495 – 498.
- Drews, A. (1995). *Ökologische Untersuchungen an einem Niedermoorkomplex (Lehmkuhler Stauung)*. Diplomarbeit, Universität Kiel.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.)(Hrsg.)(1994). Grundsätze zur Ermittlung der Stoffdeposition. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 229, Bonn.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.)(Hrsg.)(1996). Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238, Bonn.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.)(Hrsg.)(1997). Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten – Einfluß auf die Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 243, Bonn.

Dyck, S. und Peschke, G. (1989). Grundlagen der Hydrologie, 2. Auflage. Verlag für Bauwesen, Berlin.

Dyck, S. (1995). Grundlagen der Hydrologie, 3. Auflage. Verlag für Bauwesen, Berlin.

Economic and Social Council (2003). Economic Commission for Europe: Executive Body For The Convention On Long-Range Transboundary Air Pollution. Expert workshop on empirical critical loads for nitrogen deposition on (semi-)natural ecosystems, Working group on Effects (Twenty-second session, Geneva, 3 – 5 September 2003).

Ecologgruppen i Landskrona AB (2000). Wetlands in agricultural areas – complementary measures to reduce nutrient transport to inland and coastal waters. Final report. Landskrona.

Edom, F. und Golubcov, A. A. (1996). Zum Zusammenhang von Akrotelmeigenschaften und einer potentiell natürlichen Ökotopezonierung in Mittelgebirgsregenmooren. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band 26: 221 – 228.

Edom, F. und Succow, M. (1998). Regenmoore. In: Naturschutz in der Kulturlandschaft. Wegener, U. (Hrsg.). Gustav Fischer-Verlag. Jena.

Edom, F. und Wendel, D. (1998). Grundlagen zu Schutzkonzepten für Hang-Regenmoore des Erzgebietes. In: Sächsische Akademie für Natur und Umwelt in der Sächsischen Landesstiftung Natur und Umwelt (Hrsg.): Ökologie und Schutz der Moore im Erzgebirge: 31 – 77.

Edom, F. (2001). Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht betrachtet (Kap. 5). In: Succow, M. und Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde, 2., völlig neu bearbeitete Auflage. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.

Edwards, A. C. und Kilham, K. (1986). The effects of freeze/thaw on gaseous nitrogen loss from upland soils. Soil Use and Management 3: 86 – 91.

Edwards, A. C. und Cresser, M. S. (1992). Freezing and its effect on chemical and biological properties of soil. In: Steward, B. A. (Hrsg.): Advances in Soil Science, vol. 18: Springer-Verlag Inc, New York.

Eichhorn, J. (1995). Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf Buchenwaldökosysteme der Fallstudie Zierenberg. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, 124, S. 175.

Eichner, M. J. (1990). Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available date. J. Environ. Qual. 19: 272 – 280.

- Enders, G. (1978). Topoklimatologie „Alpenpark Königsee“. Dissertation, Universität München.
- Ferguson, P. und Lee, J. A. (1983). The growth of *Sphagnum* species in the southern Pennines. *J. Bryol.* 12: 579 – 586.
- Ferguson, P.; Robinson, R. N. ; Press, M. C. und Lee, J. A. (1984). Element concentrations in five *Sphagnum* species in relation to atmospheric pollution. *Journal of Bryology* 13: 107 – 114.
- Firestone, M. K. und Davidson, E. A. (1989). Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andrae, M. O.; Schimel, D. S. (Hrsg.): Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley and Sons Ltd., Chichester.
- Flemming, G. (1987). Wald – Wetter – Klima, 2. Auflage. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Flessa, H.; Dörsch, P.; Beese, F. (1995). Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research* 100: 23115 – 23124.
- Focht, D. D. und Verstraete W. (1977). Biochemical ecology of nitrification and denitrification. In: Alexander, M. (Hrsg.): Advances in microbial ecology Vol. 1. Plenum Press, New York, NY: 135 – 214.
- Freeman, C.; Lock, M. A.; Reynolds, B. (1993). Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from a Welsh peatland following simulation of water table draw-down: potential feedback to climatic change. *Biogeochemistry* 16: 51 – 60.
- Frings, H.; Plaul, W.; Römer, G. (1989). Auswirkungen der Luftschadstoffe auf das Grundwasser in Waldstandorten. *Allg. Forst Z.* 35 – 36 : 957 – 959.
- Führer, H. W. (1990). Einflüsse des Waldes und waldbaulicher Maßnahmen auf Höhe, zeitliche Verteilung und Qualität des Abflusses aus kleinen Einzugsgebieten. Projektstudie im Krofdorfer Buchenforst. Forstliche Forschungsberichte München 106.
- Giesecke, J.; Benker, H.; Meyer, H. (1983). Vergleich von Rechenmethoden für Gebietsniederschläge. *Wasserwirtschaft*, Stuttgart.
- Goodroad, L. L. und Keeney, D. R. (1984). Nitrous oxide emissions from soils during thawing. *Canadian Journal of Soil Science* 64: 187 – 194.
- Gorham, E. (1967). Some chemical aspects of wetland ecology. *Annual Muskeg Res. Conf. Proc.* 12: 20 – 38.
- Gorham, E.; Eisenreich, S. J.; Ford, J.; Santelmann, M. V. (1985). The chemistry of bog waters. In: Stamm, W. (Hrsg.): Chemical processes in lakes. New York: 339 – 363.
- Göttlich, K. (1990). *Moor und Torfkunde*, 3. Auflage. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.
- Granli, T. und Bøckman O. C. (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian journal of agricultural sciences* 12: 128 S.

- Gremer, D. (1991). Die Vegetationsentwicklung im Torfstichgebiet des Haidgauer Rieds (Wurzacher Ried) in Abhängigkeit von Abbauphase und Standort nach dem Abbau. Diplomarbeit, Universität Hohenheim.
- Groffman, P. M. (1991). Ecology of nitrification and denitrification in soil evaluated at scales relevant to atmospheric chemistry. In: Rogers, J. E.; Whitman, W. B. (Hrsg.): Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes. American Society for Microbiology, Washington, D. C.: 201 – 217.
- Grootjans, A. P. (1985). Changes of ground water regime in wet meadows. Dissertation, Universität Groningen (Dänemark).
- Grosvernier, P.; Matthey, Y.; Buttler, A. (1997). Growth potential of three *Sphagnum* species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs. J. Appl. Ecol. 34: 471 – 483.
- Gunnarson, U. und Rydin, H. (2000). Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. New Phytologist 147: 527 – 537.
- Gunnarson, U., Malmer, N.; Rydin, H. (2002). Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems ? A 40-year study. Ecography 25: 685 – 704.
- Hameed, S.; Mrza, M. I.; Ghauri, B. M., Siddiqui, Z. R., Javed, R.; Khan, A. R.; Rattigan, O. V.; Qureshi, S.; Husain, L. (2000). On the widespread winter fog in northeastern Pakistan and India. Geophysical Research Letters 27 (13): 1891 – 1894.
- Hauck, M.; Hess, V.; Runge, M. (2002). The significance of stemflow chemistry for epiphytic lichen diversity in a dieback-affected spruce forest on Mt. Brocken, northern Germany. Lichenologist 34 (5): 415 – 427.
- Hauhs, M. (1985). Die Beziehungen zwischen saurer Deposition, Bodenversauerung, Waldsterben und Gewässerversauerung im Einzugsgebiet der Langen Bramke. Nationalpark Bayerischer Wald 5: 331 – 368.
- Havas, P. (1961). Vegetation und Ökologie der ostfinnischen Hangmoore. Ann. Bot. Soc. Vanamo (31, Nr. 2): 188 S.
- Hayati, A. A. und Proctor, M. C. F. (1991). Limiting nutrients in acid-mire vegetation: peat and plant analyses and experiments on plant responses to added nutrients. Journal of ecology 79: 75 – 95.
- Hayward, P. M. und Clymo, R. S. (1983). The growth of *Sphagnum*: Experiments on, and simulations of, some effects of light flux and water-table depth. J. Ecol. 71: 845 – 863.
- Heijmans, M. (2000). Effects of elevated CO₂ and increased N deposition on bog vegetation in the Netherlands. Dissertation, Universität Wageningen (Niederlande).
- Heijmans, M.; Arp, W.; Berendse, F. (2001). Evapotranspiration in bog vegetation: effects of elevated CO₂ and vascular plants. Global Change Biology 7: 817 – 827.
- Hemond, H. F. (1980). Biogeochemistry of Thoreau's Bog Concord, Massachusetts. Ecol. Monogr. 50 (4): 507 – 523.

- Hildemann, L. M.; Russel, A. G.; Cass, G. R. (1984): Ammonia and nitric-acid concentrations in equilibrium with atmospheric aerosols: Experiment vs. theory. *Atmos. Environ.* 18 : 1737 – 1750.
- Hoffman, C. C. (1998). Nutrient retention in wet meadows. Dissertation, Universität Silkeborg (Dänemark).
- Hoosbeek, M. R.; Van Breemen, N.; Vasander, H.; Buttler, A.; Berendse, F. (2002). Potassium limits growth of bog vegetation under elevated atmospheric CO₂ and N deposition. *Global Change Biology* 8: 1130 – 1138.
- Ingram, H. A. P. (1978). Soil layers in mires: function and terminology. *Journal Soil Science* 29: 224-227.
- Ingram, H. A. P. (1983). Hydrology. In: Gore A. J. P. (Hrsg.): *Ecosystems of the World 4A, Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor General Studies*. Elsevier, Amsterdam: 67 – 158.
- Isermann, K. (1990). Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und hinreichende Lösungsansätze zur Minderung. Tagungsband KTBL/VDI-Symposium: Ammoniak in der Umwelt – Kreisläufe, Wirkungen, Minderung, Hrsg. KTBL, Darmstadt und VDI, Düsseldorf, 11.1 – 1.76.
- Isermann, K. (1992). Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environmental pollution*.
- Isermann, K. (1994). Ammoniakemissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. In: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ (Hrsg.): *Studienprogramm Landwirtschaft, Economia-Verlag, Bonn, Band 1 Landwirtschaft, Teilband 1, Studie E: 1 –250*.
- Isermann, K. und Isermann, R. (1995). Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76: 547 – 550.
- Isermann, K. und Isermann, R. (1999). Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxyden. *Allgemeine Forstzeitschrift (AFZ)* 6: 302 – 307.
- Isermann, K. und Isermann, R. (2001). Die Ernährungswende: Abwendung von der (Aus-) Nutzung von Konsumtions- und Produktionspotenzialen und Hinwendung zum nachhaltigen, vorsorgenden Verbraucher- und Erzeugerschutz. *VDLUFA- Schriftenreihe 5X/2001*: 113.
- Ivanov, K. E. (1975). *Vodoobmen v bolotnych landšaftach*. Gidrometeoizdat, Leningrad.
- Ivanov, K. E. (1981). *Water movement in mirelands*. Academic Press, London.
- Jacob, F.; Jäger, E. J.; Ohmann, E. (1987). *Botanik*. Gustaf Fischer-Verlag, Jena.
- Jauhiainen, J.; Vasander, H. und Sivola, J. (1994). Response of *Sphagnum fuscum* to N deposition and increased CO₂. *Journal of Bryology* 18: 83 – 95.
- Jauhiainen, J.; Silvola, J.; Vasander, H. (1998 a). The effects of increased nitrogen deposition and CO₂ on *Sphagnum angustifolium* und *S. warnstorffii*. *Annales Botanici Fennici* 35: 247 – 256.

- Jauhiainen, J.; Vasander, H. und Silvola, J. (1998 b). Nutrient concentration in Sphagna at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO₂ concentrations. *Plant Ecology* 138: 149 – 160.
- Jensen, U. (1987). Die Moore des Hochharzes. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 15.
- Jeschke, L. (2001). Strukturuntersuchungen in den Mooren des Nationalparks Hochharz. Unveröffentlichter F/E-Bericht, Greifswald.
- Joos, F. und Baltensperger, U. (1991). A field study on chemistry, S (IV) oxidation rates and vertical transport during fog conditions. *Atmospheric Environment* 25A (2): 217 – 230.
- Joosten, H. (1993). Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. *Telma* 23: 95 – 115.
- Kadlec, R. H. und Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press-Lewis Publishers, New York.
- Kaiser, E.-A. und Heinemeyer, O. (1996). Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. *Plant and Soil* 181: 57 – 63.
- Kaiser, E.-A.; Kohres, K.; Kücke, M.; Schnug, E.; Heinemeyer, O.; Munch, J. C. (1998). Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilisation, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biogeochemistry* 30: 1553 – 1563.
- Kalbitz, K.; Rupp, R.; Meißner, R.; Braumann, F. (1999 a). Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoors auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte in Boden- und Grundwasser. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 40: 22 – 28.
- Kalbitz, K., Geyer, W.; Geyer, S. (1999 b). Spectroscopic properties of dissolved humic substances – a reflection of land use history in a fen area. *Biogeochemistry* 47: 219 – 238.
- Kalbitz, K. und Geyer, S. (2002). Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Organic Geochemistry* 33: 319 – 326.
- Kieckbusch, J. J. und Schrautzer, J. (2001). Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung des Rückhaltes von Nährstoffen in den Niedermooren Schleswig-Holsteins. Endbericht Teilprojekt 2. Im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Gewässer.
- Kieckbusch, J. (2003). Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. Dissertation, Universität Kiel.
- Kilham, P. (1982). The biogeochemistry of bog ecosystems and the chemical ecology of Sphagnum. *Michigan Botan.* 21: 159 – 168.
- Klemetson, L.; Klemetson, K. A.; Moldan, F.; Weslin, P. (1997). Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biol. Fertil. Soils* 25: 290 – 295.
- Klima-Atlas von Niedersachsen (1964). Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.

- Koerselmann, W. und Meuleman, A. F. M. (1996). The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441 – 1450
- Koppisch, D. (2001). Moore als Stofffilter (Kap. 2.3.3.3). In: Succow, M. und Joosten, H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2., völlig neu bearbeitete Auflage. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.
- Körschens, M.; Stegemann, K.; Pfefferkorn, A.; Weise, V.; Müller, A. (1994). Der statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft.
- Körschens, M.; Weigel, A.; Schulz, E. (1998). Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances – Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 161: 409 – 424.
- Koska, I. (2001). Ökohydrologische Kennzeichnung (Kap. 3.5). In: Succow, M. und Joosten, H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2., völlig neu bearbeitete Auflage. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.
- Krüger, A.; Lorz, C.; Neumeister, H. (1997). Einfluss der Beschaffenheit von Oberflächenwässern auf die Wassergüte von Trinkwassertalsperren. *Zbl. Geol. Paläont.* 1, Heft 1 / 2: 155 – 172.
- Krüger, A. und Neumeister, H. (2001). Fichtenforst und Hochmoore im Einzugsgebiet von Trinkwassertalsperren in ihrer Wirkung auf den Stoffhaushalt. *Geoöko* Vol. XXII: 161 – 188.
- Krupa, S. V. (2002). Sampling and physico-chemical analysis of precipitation: a review. *Environmental pollution* 120: 565 – 594.
- Kulczy ski, S. (1949). Peat bogs of Polesia. *Mem. Acad. Pol. Sc. Et letters. Sci. Mat. et Nat. Ser. B : Sci. Nat, Krakov* 15 : 1 – 359.
- Lamers, L. P. M.; Bobbink, R. und Roelofs, J. G. M. (2000). Natural nitrogen filter fails in raised bogs. *Global Change Biology* 6: 583 – 586.
- Lammel, G. (1993): NO_x und seine Folgeprodukte. *Ökotox.* 5: 281 – 285.
- Lang, K.; Lehtonen, M.; Martikainen, P. J. (1993). Nitrification potentials at different pH values in peat samples from various layers of a drained mire. *Geomicrobiology Journal* 11: 141 – 147.
- Lange, C. A.; Matschullat, J.; Zimmermann, F.; Sterzik, G.; Wienhaus, O. (2003). Fog frequency and chemical composition of fog water – a relevant contribution to atmospheric deposition in the eastern Erzgebirge, Germany. *Atmospheric Environment*, Vol. 37 (26): 3731 – 3739.
- LAWA (1998). *Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit 1998*. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.
- LAWAKÜ (1995). *Ein Jahrzehnt Beobachtung der Niederschlagsbeschaffenheit in Schleswig-Holstein 1985-1994*. (Hrsg.), Kiel, 66 S. u. Anhang.
- Lee, J. A. und Woodin, S. J. (1988). Vegetation structure and the interception of acidic deposition by ombrotrophic mires. In: Verhoeven, J. T. A. (Hrsg.): *Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy*: 137 – 147.

- Lee, J. A. und Studholme, C. J. (1992). Responses of *Sphagnum* species to polluted environments. In: Bates, J. W. und Farmer, A. M. (Hrsg.): Bryophytes and lichens in a changing environment, Oxford University Press, Oxford: 314 – 332.
- Leonardson, L.; Bengtson, L.; Davidson, T.; Persson, T.; Emanuelsson, U. (1994). Nitrogen Retention in Artificially Flooded Meadows. *Ambio* 23 (6): 332 – 341.
- Lenz, A. und Wild, U. (2000). Grenzen der Nährstoffrückhaltefunktion bei der Vernässung von Grundwassermooren. *Wasser und Boden* 53 (11): 4 – 8.
- Li, C.; Frohling, S. E.; Harriss, R. C.; Terry, R. E. (1994). Modelling nitrous oxide emissions from agriculture: a Florida case study. *Chemosphere* 28: 1401 – 1415.
- Limpens, J. (2003). Prospects for Sphagnum bogs subject to high nitrogen deposition. Dissertation, Universität Wageningen (Niederlande).
- Lindberg, S. E. ; Lovett, D.; Richter, D.; Johnson, D. W. (1986): Atmospheric deposition and canopy interaction of major ions in a forest. *Science* 231: 141 – 145.
- Lippold, H. (2002). Atmosphärische Deposition von Stickstoff auf landwirtschaftlichen Stationen Sachsens von 1998 bis 2001. *UFZ-Bericht* 16: 28 – 31.
- Lorz, C. (1999). Umsatz von versauerungsrelevanten Stoffen im Einzugsgebiet der Oberen Pyra, Westerzgebirge. *Leipziger Geowissenschaften Band* 11: 39 – 44.
- Lofffield, N.; Flessa, H.; Augustin, J.; Beese, F. (1997). Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *J. Environ. Qual.* 26: 560 – 564.
- Lütt, S. (1988). Vegetationskundliche Untersuchungen im Salemer Moor unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- Lütt, S. (1992). Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft* 43, Kiel.
- Lützke, R. (1966). Vergleichende Energieumsetzungen im Wald und auf einer Wiese. *Arch. Forstwes.* 15.
- MacDonald, J. A.; Skiba, U.; Sheppard, L. J.; Ball, B.; Roberts, J. D.; Smith, K. A.; Fowler, D. (1997). The effect of nitrogen deposition and seasonal variability on methane oxidation and nitrous oxide emission rates in an upland spruce plantation and moorland. *Atmospheric Environment* 31: 3693 – 3706.
- Macdonald, J. A., Dise, N. B., Matzner, E.; Armbruster, M.; Gundersen, P., Forsius, M. (2002). Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8: 1028 – 1033.
- Maksimova, T. A. und Yudina, V. F. (1999). The effect of small doses of mineral fertilizers on the vegetation of a sedge-sphagnum bog. *Russian Journal of Ecology* 30 (6): 382 – 386.
- Malmer, N. und Sjörs, J. (1955). Some determinations of elementary constituents in mire plants and peats. *Bot. Not.* 108: 46 – 80.

- Malmer, N. (1988). Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the *Sphagnum* cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. *Oikos* 53: 105 – 120.
- Malmer, N.; Svenson, B. M.; Wallén, B. (1994). Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems. *Folia geobotanica et phytotaxonomica* 29: 483 – 496.
- Manderscheid, B. (1992). Modellentwicklung zum Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel von 4 Monitoringflächen. Dissertation, Universität, Göttingen.
- Markert, B. und Thornton, I. (1990). Multi-element analysis of an English peat bog soil. *Water, air and soil pollution* 49: 113 – 123.
- Martikainen, P. J. und De Boer, W. (1993). Nitrous oxide production and nitrification in acidic soil from a Dutch coniferous forest. *Soil Biol. Biochem.* 25: 343 – 347.
- Martikainen, P. J.; Lehtonen, M.; Lång, K.; De Boer, W.; Ferm, A. (1993 a). Nitrification and nitrous oxide potentials in aerobic soil samples from the soil profile of a Finnish coniferous site receiving high ammonium deposition. *FEMS Microbiol. Ecol.* 13: 113 – 122.
- Martikainen, P. J.; Nykänen, H.; Crill, P.; Silvola, J. (1993 b). Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature (London)* 366: 51 – 53.
- Marquardt, W. (1996): SANA-Abschlußbericht zum Projekt C 3.2.
- Matzner, E. (1988). Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme /Waldsterben. Reihe A, Band 40.* Göttingen: 217 S.
- Mehlert, S.; Schmidt, G.; Russow, R. (1995). Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ¹⁵N-Isotope dilution method. *Isotopes Environ. Health Stud.* 31: 377 – 383.
- Mehlert, S. (1996): Untersuchungen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Dissertation, Universität Hamburg. UFZ-Bericht 22/1996.
- Melin, J. und Nommik, H. (1983). Denitrification measurements in intact soil cores. *Acta Agriculturae Scandinavica* 33: 145 – 151.
- Merbach, I. und Körschens, M. (2002). Die Nullparzellen des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt als Indikator für den atmosphärischen N-Eintrag. UFZ-Bericht 16: 46 – 56.
- Metzig, G.; Lammel, G.; Ziereis, H.; Wagner-Ambis, M. (1995). Untersuchungen zum Säureeintrag und zur Säurebildung im Nebel. PEF-Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Forschungsbericht FZKA-PEF 132. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Fortbildungszentrum für Technik und Umwelt: 1 – 82.
- Miles, J. (1976). The growth of *Narthecium ossifragum* in some southern English mires. *J. Ecol.* 64: 849 – 857.
- Miller, E. K.; Friedland, A. J.; Arons, E. A.; Mohnen, V. A.; Battles, J. J.; Panek, J. A.; Kadlec, J.; Johnson, A. H. (1993). Atmospheric deposition to forests along an elevational gradient at Whiteface Mountain, NY, U.S.A.. *Atmospheric Environment* 27A (14): 2121 – 2136.
- Mitsch, W. J. und Gosselink, J. G. (1993). *Wetlands.* Van Nostrand Reinhold, 2. Auflage, New York: 722 S.

- Mitsch, W. J. und Gosselink, J. G. (2000). Wetlands, third edition. Wiley, New York, NY, USA.
- Möller, D. und Schieferdecker, H. (1990). KTBL / Darmstadt (Hrsg.) Ammoniakbilanz für das Gebiet der DDR. Tagungsband KTBL/FAL: Ammoniak in der Umwelt 1990. Beitrag 5.1.
- Möller, D.; Acker, K.; Marquardt, W.; Brüggemann, E. (1996). Precipitation and cloud chemistry in the Neue Bundesländer of Germany in the background of changing emissions. Quarterly Journal of Hungarian Meteorological Service Vol. 100 (1 – 3): 117 – 133.
- Moore, P. D. und Bellamy, D. J. (1974). Peatlands. Springer-Verlag, Berlin.
- Morris, J. T. (1991). Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. Annual Reviews of ecology and systematics 22: 257 – 280.
- Müller, N. und Bauche, M.(1998). Bilanzierung der Stoffflüsse eines Einzugsgebietes in einem Mittelgebirgshochmoor. Telma 28: 205-236.
- Müller, C., Kammann, C.; Ottow, J. C. G.; Jäger, H.-J. (2003). Nitrous oxide emission from frozen grassland soil and during thawing periods. J. Plant Nutr. Soil Sci.: 46 – 53.
- Müller, J. (2004), Mündliche Mitteilung
- Nationalparkplan (2004). Teil 1, Leitlinien und Ziele des Nationalparks Hochharz, unveröffentlicht.
- Nommik, H. und Larsson, K. (1989). Measurement of denitrificationrate in undisturbed soil cores under different temperature and moisture conditions using ¹⁵N tracer technique. Swed. J. Agric. Res. 19: 29 – 34.
- Nordin, A. und Gunnarsson, U. (2000). Amino acid accumulation and growth of Sphagnum under different levels of N deposition. Ecoscience 7: 474 – 480.
- Nykänen, H.; Alm, J.; Lang, K.; Silvola, J.; Martikainen, P. J. (1995). Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. Journal of Biogeography 22: 351 – 357.
- Ohlson, M.; Okland, R. H.; Nordbakken, J. F.; Dahlberg, B. (2001). Fatal interactions between Scots pine and *Sphagnum* mosses in bog ecosystems. Oikos 94: 425 – 432.
- Overbeck, F. (1975). Botanisch-geologische Moorkunde. Neumünster.
- Pahl, S. (1996). Feuchte Deposition auf Nadelwälder in den Hochlagen der Mittelgebirge. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 198, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.
- Papen, H. und Butterbach-Bahl, K. (1999). A 3 year continuous record of N-trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest in Germany: I. N₂O emissions. Journal of Geophysical Research 104: 18487 – 18503.
- Peck, A. und Mayer, H. (1996). Einfluss von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. Forstw. Cbl. 115: 1 – 9.

- Pérez-Corona, M. E. und Verhoeven, J. T. A. (1996). Effects of soil P status on growth and P and N uptake of *Carex* species from fens differing in P-availability. *Acta Bot. Neerl.* 45 (3): 381 – 392.
- Pfützner, B. (2001). Bestimmung der Grundwasserneubildung für das Land Sachsen-Anhalt auf der Grundlage des Verfahrens Bagrov/Gugla. Abschlußbericht des F/E Vorhabens Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, unveröffentlicht.
- Pitcairn, C. E. R.; Fowler, D.; Grace, J. (1995). Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris*. *Environmental pollution* 88: 193 – 205.
- Plessow, K.; Acker, K., Möller, D.; Wieprecht, W. (2001). Time study of trace elements and major ions during two cloud events at the Mt. Brocken. *Atmospheric Environment* 35: 367 – 378.
- Poth, M. und Focht, D. D. (1985). ¹⁵N kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europae*: An examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 49: 1134 – 1141.
- Prechtel, A.; Alewell, C.; Michalzik, B.; Matzner, E. (2000). Different effect of drying on the fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen from a Norway spruce forest floor. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 517 – 521.
- Press, M. C.; Woodin, S. und Lee, J. A. (1986). The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytologist* 103: 45 – 55.
- Regina, K.; Nykänen, H.; Silvola, J.; Martikainen, P. J. (1996). Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* 35: 401 – 418.
- Regina, K.; Nykänen, H.; Maljanen, M.; Silvola, J.; Martikainen, P. J. (1998). Emissions of N₂O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds. *Can. J. For. Res.* 28: 132 – 140.
- Richter, D. (1995). Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* 194, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.
- Risager, M. (1998). Impacts of nitrogen on *Sphagnum* dominated bogs, with emphasis on critical load assessment. Dissertation, Universität Kopenhagen (Dänemark).
- RIVM (1999). Luchtkwaliteit, Jaaroverzicht 1997. RIVM report 725301 001. Bilthoven: RIVM.
- Rixen, C. (1997). Auswirkungen der Wiedervernässung am Hohner See auf die Vegetation. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- Robertson, G. P. (1989). Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems : potential controls on nitrogen retention. *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*: 55 – 69.
- Roderfeld, H. (1992). Die ökologische Wertigkeit von Bunkerde in Nordwestdeutschland. Dissertation, Universität Göttingen.

- Röver, M.; Heinemeyer, O., Kaiser, E. A. (1998). Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1859 – 1865.
- Rudolph, H.; Müller, K.; Kazda, J.; Pschorn-Walcher, H. (1984). Das Hochmoor – Biologie eines Extremstandortes. *Christiana Albertina* 19: 33 – 46.
- Rudolph, H. und Voigt, J. U. (1986). Effects of NH_4^+ -N and NO_3^- -N on growth and metabolism of *sphagnum magellanicum*. *Physiol. Plant.* 66: 339 – 343.
- Russow, R. und Weigel, A. (2000). Atmogener N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ^{15}N -gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des statischen Dauerdüngungsversuches. *Arch. Acker – Pfl. Boden* 45: 399 – 416.
- Sanger, L. J.; Billett, M. F.; Cresser, M. S. (1996). The effect of precipitation chemistry upon anion and cation fluxes from the surface layer of ombrotrophic mires in the UK. *Journal of Applied Ecology* 33: 754 – 772.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1992). Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Scheffer, F. und Blankenburg, J. (1993). Die Bestimmung der Rohdichte von Moorböden. *Agribiol. Res.* 46 (1): 46 – 52.
- Schemenauer, R. S. und Cereceda, P. (1994). A proposed fog collector for use in high-elevation regions. *Journal of Applied Meteorology* 33: 1313 – 1322.
- Schemenauer, R. S.; Banic, C. M.; Urquizo, N. (1995). High elevation fog and precipitation chemistry in southern Quebec, Canada. *Atmospheric Environment* 29 (17): 2235 – 2252.
- Schmidt, J.; Seiler, W.; Conrad, R. (1988). Emissions of nitrous oxide from temperate forest soils into the atmosphere. *J. Atmos. Chem.* 1: 95 – 115.
- Schrautzer, A. (2001). Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. Habilitationsschrift, Universität Kiel.
- Schulte-Bisping, H. und Brumme, R. (2003). Nitrous oxide emissions inventory of German forest soils. *Journal of geophysical research* 108: 1 – 8.
- Schulz, H. (2002). Flächendeckende Erfassung von N-haltigen Depositionen mit Hilfe von Baumborken. *UFZ-Bericht* 16: 32 – 45.
- Schwanecke, W. (1992). Forstliche Wuchsbezirke. Forstliche Wuchsbezirke im Mittelgebirge und Hügelland der ostdeutschen Länder. *Der Wald* 42 (6): 204 – 207.
- Schwintzer, C. R. und Tomberlin, T. J. (1982). Chemical and physical characteristics of shallow ground waters in northern Michigan bogs, swamps and fens. *Amer. J. Bot.* 69 (8): 1231 – 1239.
- Seiler, W. und Conrad, R. (1981). Field measurements of natural and fertilizer induced nitrous oxide release rates from soils. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 31 : 767 – 772.
- Seitzinger, S. P. und Sanders, R. W. (1999): Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen stimulate estuarine bacteria and phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 44: 721 – 730.

Sikora, L. J. und Keeney, D. R. (1983). Further aspects of soil chemistry under anaerobic conditions. In: Goodall, D. W. (Hrsg.): Ecosystems of the world, 4a (mires). Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam: 247 – 256.

Smil, V. (1999). Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 647 – 662.

Spieles, D. und Mitsch, W. J. (2000). The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* 14: 77 – 91.

Stadler, D. (1996). Water and solute dynamics in frozen forest soils – Measurements and modelling. Dissertation, Universität Zürich (Schweiz).

Stegmann, H.; Edom, F.; Koska, I. (2001). Bodenbildende Prozesse in Mooren (Kap. 2.4.2). In: Succow, M. und Joosten, H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2., völlig neu bearbeitete Auflage. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.

Stähli, M. und Stadler, D. (1997). Measurement of water solute dynamics in freezing soil columns with time domain reflectometry. *Journal of Hydrology* 195: 352 – 369.

Stöcker, G. (1992). Hydrochemische Kenngrößen kleinster Fließgewässer in Bergfichtenwäldern. *Arch. für Nat.-Lands.* 32: 1 – 27.

Stöcker, G. (1995). Korrelationen chemischer Parameter kleiner Mittelgebirgs-Fließgewässer und die Beziehungen zu den Einzugsgebieten. *Arch. Für Nat.- Lands.* 34: 43 – 60.

Succow, M. und Jeschke, L. (1986). Moore in der Landschaft: Entstehung, Haushalt, Lebenswelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. Urania-Verlag, Leipzig.

Succow, M. (2001). Hangmoore (Kap. 7.4). In: Succow, M. und Joosten, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2., völlig neu bearbeitet Auflage. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.

Succow, M. und Joosten, H. (2001). *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2., völlig neu bearbeitet Auflage. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.

Teepe, R.; Brumme, R.; Beese, F. (2000). Nitrous oxide emissions from frozen soils under agricultural, fallow and forest land. *Soil Biology & Biogeochemistry* 32: 1807 – 1810.

Teepe, R.; Brumme, R.; Beese, F. (2001). Nitrous oxide emissions from soil during freezing and thawing periods. *Soil Biology und Biogeochemistry* 33: 1269 – 1275.

Thalman, E.; Burkard, R.; Wrzesinsky, T.; Eugster, W.; Klemm, O. (2002). Ion fluxes from fog and rain to an agricultural and a forest ecosystem in Europe. *Atmospheric research* 64: 147 – 158.

Thönes, S. und Rudolph, H. (1983). Untersuchungen der freien Aminosäuren und des N-Gehaltes von *Sphagnum magellanicum* Brid.. *Telam* 13: 201 – 210.

Thormann, M. N. und Bayley, S. E. (1997). Aboveground plant production and nutrient content of the vegetation in six peatlands in Alberta, Canada. *Plant Ecology* 131: 1 – 16.

- Thormann, M. N.; Szumigalski, A. R.; Bayley, S. E. (1999). Aboveground peat and carbon accumulation potentials along a bog-fen-marsh wetland gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Wetlands* 17: 502 – 512.
- Timperley, M. H.; Vigor-Brown, R. J.; Kawashima, M.; Ishigami, M. (1985): Organic nitrogen compounds in atmospheric precipitation: their chemistry and availability to phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1171 – 1177.
- Trepel, M. (2000). Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. *EcoSys Suppl.* 29: 1 – 140.
- Tüxen, J. (1983). Die Schutzwürdigkeit der niedersächsischen Kleinstmoore im Hinblick auf ihre Vegetation. *Tüxenia* 3: 423 – 435.
- Twenhöven, F.L. (1992). Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 44*, Kiel.
- UBA (Umweltbundesamt 2001). Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Uhden, O. (1972). Gebirgshochmoore und Wasserwirtschaft am Beispiel des Brockenfeldmoores im Oberharz. *Schr.- R. Kuratorium f. Kulturbauwesen* 21. Paul Parey-Verlag, Hamburg.
- Ulrich, B. (1983). Interaction of Forest Canopie with atmospheric Constituents: SO₂, Alkali and Earth Alkali Cations and Chloride. In: Ulrich, B.; Pankrath, J. (Hrsg.): *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. D. Reidel Publishing Company: 33 – 45.
- Ulrich, B. und Matzner, E. (1983): Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Umweltbundesamt Berlin, Forschungsbericht 104.
- Urban, N. R., Eisenreich, S. J., Gorham, E. (1987). Proton cycling in bogs: geographic variation in northeastern North America. In: Hutchinson, T. C. und Meema, K. M. (Hrsg.): *Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems*. NATO ASI G16: 577 – 598.
- Updegraff, K.; Pastor, J.; Bridgham, S. D.; Johnston, C. A. (1995). Environmental and substrate controls over carbon and nitrogen mineralization in northern wetlands. *Ecological Applications* 5: 151 – 163.
- Valentine, D. W.; Holland, E. A.; Schimel, D. S. (1994). Ecosystem and physiological controls over methane production in northern wetlands. *Journal of Geophysical Research* 99: 1563 – 1571.
- Van Breemen, N.; Mulder, J.; Van Grinsven, J. J. M. (1987). Impacts of acid atmosphere deposition on woodland soils in the Netherlands. II. Nitrogen transformations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1634 – 1640.
- Van Breemen, N. (1995). How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 270 – 275.
- Van der Schaaf, S. (1999). Analysis of the hydrology of raised bogs in the Irish Midlands: a case study of Raheenmore Bog and Clara Bog. Dissertation, Universität Wageningen (Niederlande).

- Van der Heijden, E.; Verbeek, S. K. und Kuiper, P. J. C. (2000). Elevated atmospheric CO₂ and increased nitrogen deposition: effects on C and N metabolism and growth of peat moss *Sphagnum recurvum* P. Beauv. Var. *Mucronatum* (Russ.) Warnst. *Global Change Biology* 6: 201 – 212.
- Van Vuuren, M. M. I.; Aerts, R.; Berendse, F. und De Visser, W. (1992). Nitrogen mineralisation in heathland ecosystems dominated by different plant species. *Biogeochemistry* 16: 151 – 166.
- VDLUFA – Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (1991). *Methodenbuch – Die Untersuchung von Böden, Band 1*. VDLUFA-Verlag Darmstadt.
- Verhoeven, J. T. A. und Schmitz, G. H. W. (1991). Control of plant growth by nitrogen and phosphorous in mesotrophic fens. *Biogeochemistry* 12: 135 – 148.
- Verhoeven, J. T.; Keuter, A.; Van Logtestijn, R.; Van Kerhoven, M. B.; Wassen, M. (1996). Control of local nutrient dynamics in mires by regional and climatic factors: a comparison of Dutch and Polish sites. *Journal of Ecology* 84: 647 – 656.
- Verhoeven, J. T. und Liefveld, W. M. (1997). The ecological significance of organochemical compounds in *Sphagnum*. *Acta bot. Neerl.* 46: 117 – 130.
- Verhoeven, J. T. A.; Meulemann, A. F. M. (1999). Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 12 : 5 – 12.
- Vermeulen, A. T.; Wyers, G. P.; Römer, F. G., Van Leeuwen, N. F. M.; Draaijers, G. P. J.; Erisman, J. W. (1997). Fog deposition on a coniferous forest in the netherlands. *Atmospheric Environment* 31: 375 – 386.
- Vinten, A. J. A. und Smith, K. A. (1993). Nitrogen cycles in agricultural soils. In: Burt, T. P.; Heathwaite, A. L.; Trudgill, S. T. (Hrsg.): *Nitrate. Processes, Patterns and management*. Wiley, Chichester: 39 – 74.
- Vitousek, P. M.; Aber, J. D.; Howarth, R. W.; Likens, G. E.; Matson, P. A.; Schindler, D. W.; Schlesinger, W. H.; Tilman D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737 – 750.
- Voigt, A. und Johnsen, I. (1987). Environmental impact on ombrotrophic bogs in NW-Europe (ENV 891). Risø National Laboratory, DK-4000 Roskilde Denmark.
- Vor, T.; Dyckmans, N.; Lofffield, N.; Beese, F.; Flessa, H. (2003). Aeration effects on CO₂, N₂O, and CH₄ emission and leachate composition of a forest soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166 (1): 39 – 45.
- Vymazal, J. (2001). Types of constructed wetlands for wastewater treatment: Their potential for nutrient removal. In: Vymazal, J. (Hrsg.): *Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden: 1 – 94.
- Wagner-Riddle, C. und Thurtell, G. W. (1998). Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 151 – 163.

- Wallén, B.; Falkengren-Grerup, U.; Malmer, N. (1988). Biomass, productivity and relative rate of photosynthesis of *Sphagnum* at different water levels on a South Swedish peat bog. *Holarctic Ecology* 11: 70 – 76.
- Walmsley, J. L.; Schemenauer, R. S. Bridgman, H. A. (1996). A method for estimating the hydrologic input from fog in mountaineous terrain. *Journal of Applied Meteorology* 35: 2237 – 2249.
- Wassen, M. J.; Olde Venterink, H. G. M.; De Swart, E. O. A. M. (1995). Nutrient concentrations in mire vegetation as a measure of nutrient limitation in mire ecosystems. *Journal of vegetation science*: 5 – 10.
- Wassen, M. J.; Van der Vliet, R. E.; Verhoeven, J. T. A. (1998). Nutrient limitation in the Biebrza Fens and floodplain (Poland). *Acta Bot. Neerl.* 47: 241 – 253.
- Waughman, G. J. u. Bellamy, D. J. (1980). Nitrogen fixation and the nitrogen balance in peatland ecosystems. *Ecology* 61: 1185 – 1198.
- Wechmann, A. (1964). *Hydrologie: überirdisches Wasser, unterirdisches Wasser, Hydrometeorologie, Wasserhaushalt*. München:Oldenbourg.
- Wegener, U. und Kison, H.-U. (2002). Die Vegetation des Brockens im Nationalpark Hochharz (Exkursion G). *Tüxenia* 22: 243 – 267.
- Weier, K. L. und Gilliam, J. W. (1986). Effect of acidity on denitrification and nitrous oxide evolution from atlantic coastal-plain soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1202 – 1205.
- Weigel, A.; Russow, R.; Körschens, M. (2000). Quantification of airborne N-input in Long-Term Field Experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 261 – 265.
- Werner, S. (1990). *Untersuchungen zur Entwicklung von Kieselalgen (Diatomeen) – Flora als Begleituntersuchung über die Auswirkung des Regenerationsvorhabens im NSG Dosenmoor*. Gutachten Amt. Land- u. Wasserwirtschaft, Itzehoe, unveröffentlicht.
- Wiewiorka, Z. E. und Glime, J. M. (1989). The pH-lowering ability of *Sphagnum magellanicum*. *Am. J. Bot.* 76 (6): Suppl. Abstracts of the meeting of Toronto, Canada 1989, Section 16, Nr. 42.
- Williams, B. L. und Silcock, D.J.(1997). Nutrient and microbial changes in the peat profile beneath *Sphagnum magellanicum* in response to additions of ammonium nitrate. *Journal of Applied Ecology* 34: 961-970.
- Williams, B. L.; Silcock, D. J.; Young, M. (1999 a). Seasonal dynamics of N in two *Sphagnum* moss species and the underlying peat treated with $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$. *Biogeochemistry* 45: 285 – 302.
- Williams, B. L.; Buttler, A.; Grosvernier, P.; Francez A. J.; Gilbert, D.; Ilomets, M.; Jauhiainen, J.; Matthey, Y.; Silcock, D. J., Vasander, H. (1999 b). The fate of NH_4NO_3 added to *Sphagnum magellanicum* carpets at five European mire sites. *Biogeochemistry* 45: 73 – 93.
- Wood, J. A. (1989). *Peatland acidity budgets and the effects of acid deposition*. Discussion Paper 5, Ecological Applications Research Division, Sustainable Development, Environment Canada.

Woodin, S. J. und Lee, J. A. (1987). The fate of some components of acidic deposition in ombrotrophic mires. *Environmental Pollution* 45: 61 – 72.

Wohlrab, B.; Ernstberger, H.; Meuser, A.; Sokollek, V. (1992). Landschaftswasserhaushalt - Wasserkreislauf im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Parey, Berlin.

Yerly, M. (1970). *Ecologie comparée des prairies marécageuses dans les Préalpes de la Suisse occidentale*. Veröff. Geobot. Inst. Rübel Zürich 44: 1 – 119.

Yesmin, L.; Gammack, S. M.; Sanger, L. J.; Cresser, M. S. (1995). Impact of atmospheric N deposition on inorganic- and organic-N outputs in water draining from peat. *The Science of the Total Environment* 166: 201 – 209.

Yesmin, L.; Gammack, S. M.; Cresser, M. S. (1996). Changes in N concentration of peat and its associated vegetation over 12 months in response to increased deposition of ammonium sulfate or nitric acid. *The Science of the Total Environment* 177: 281 – 290.

Zechmeister-Boltenstern, S. und Meger, S. (1997). Nitrous oxide emissions from two beech forests near Vienna, Austria. In: Becker, K. H. und Wiesen, P. (Hrsg.): *Proceedings of the 7th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions in Cologne, Germany*: 429 – 432.

Zier, M. (1992). Über die Variabilität der Spurenstoffkonzentration im Nebelwasser im Verlauf einzelner Nebelereignisse auf dem Kamm des Erzgebirges. *Meteorologische Zeitschrift, Neue Folge* 1: 221 – 228.

Zimmermann, F. und Wienhaus, O. (2000). Results of measurements of air pollution in the Eastern Erzgebirge between 1992 und 1998. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 60 (6):245 – 251.

Zimmermann, L. und Zimmermann, F. (2002). Fog deposition to Norway Spruce stands at high-elevation sites in the Eastern Erzgebirge (Germany). *Journal of Hydrology* 256: 166 – 175.

Zimmermann, F.; Lux, H.; Maenhaut, W.; Matschullat, J.; Plessow, K.; Reuter, F.; Wienhaus, O. (2003). A review of air pollution and atmospheric deposition dynamics in southern Saxony, Germany, Central Europe. *Atmospheric Environment* 37: 671 – 691.

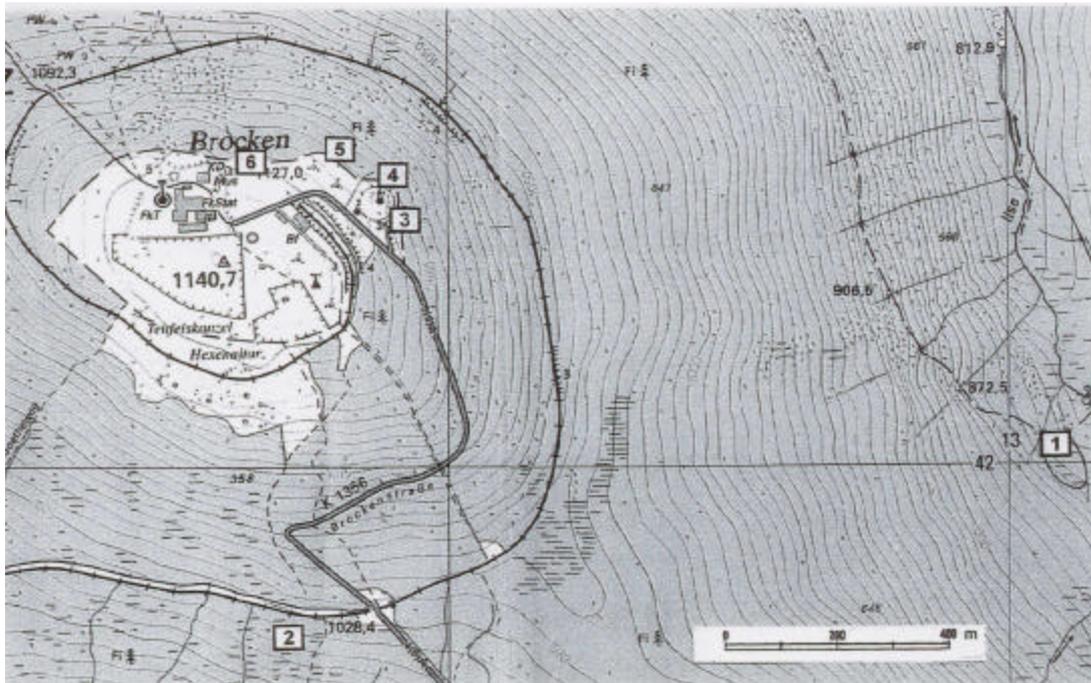
Anlagenverzeichnis

Anlage 1:	Lage des Ilsemoores	157
Anlage 2:	Ilsemoor – Untersuchungsfläche	157
Anlage 3:	Korngrößenanalyse	158
Anlage 4:	Kurzbeschreibung des Profils nach KA 4 (AG Boden 1994)-Altermann (2002).....	159
Anlage 5:	Profilaufnahmeformular nach KA 4 für das Profil A 3227 (Altermann 2002) ..	161
Anlage 6:	Bodenprofil, Ilsemoor.....	163
Anlage 7:	Aschegehalt und Zersetzungsgrade des Torfs (Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung)	164
Anlage 8:	Botanische Torfansprache (Schwaar, Lengefeld)	165
Anlage 9:	Torfmächtigkeiten des Ilsemoores.....	166
Anlage 10:	Chemische Eigenschaften des Torfs	167
Anlage 11:	Ergebnisse der ¹⁴ C-Analysen (Institut für Geowissenschaftliche Gemein- schaftsaufgaben, Sektion 3, Hannover)	167
Anlage 12:	Ergebnisse der Pollenanalyse – Pollendiagramm (Albrecht-von- Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Palynologie und Quartärwissenschaften, Göttingen)	168
Anlage 13:	Höhenkarte des Einzugsgebietes (Ilsemoor).....	172
Anlage 14:	Luftbildaufnahme des Untersuchungsgebietes (Archiv Nationalpark Hochharz).....	173
Anlage 15:	Relief und Hangwasserzuflüsse des Ilsemoores mit Lage der Messstellen ..	174
Anlage 16:	Vegetationskarte Ilsemoor (Baumann 2001)	175
Anlage 17:	Messfeld – Bestandesniederschlag	176
Anlage 18:	Nebelmesseinrichtung	176
Anlage 19:	Thomson-Messwehr	177
Anlage 20:	ITNI-Messsystem (Integral Total Nitrogen Input).....	178
Anlage 21:	Vegetationsgefäß mit Pflanzenbewuchs	178
Anlage 22:	Freiflächenniederschlag im hydrologischen Jahr 2002	179
Anlage 23:	Freiflächenniederschlag im hydrologischen Jahr 2003	179
Anlage 24:	Häufigkeitsverteilung der Niederschlagsereignisse im hydrologischen Jahr 2002.....	180
Anlage 25:	Häufigkeitsverteilung der Niederschlagsereignisse im hydrologischen Jahr 2003.....	180

Anlage 26:	Anzahl der Nebeltage in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003	181
Anlage 27:	Bestandesniederschlag im hydrologischen Jahr 2002	182
Anlage 28:	Bestandesniederschlag im hydrologischen Jahr 2003	182
Anlage 29:	Abfluss im hydrologischen Jahr 2002	183
Anlage 30:	Abfluss im hydrologischen Jahr 2003	183
Anlage 31:	Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags	184
Anlage 32:	Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags unterschiedlicher Standorte Deutschlands	187
Anlage 33:	N-Depositionsraten verschiedener Standorte Deutschlands	188
Anlage 34:	Chemische Parameter des Stammablaufs	189
Anlage 35:	Chemische Parameter des Kronendurchlaufs	192
Anlage 36:	Chemische Parameter des Nebels	195
Anlage 37:	Durchschnittliche NH_4 - und NO_3 -N-Gehalte sowie Standardabweichungen des Wolkenwassers bei Ereignissen unterschiedlicher Luftmassencharakteristik (aus: Möller et al. 1996)	196
Anlage 38:	Chemische Parameter des Hangwasserzuflusses	197
Anlage 39:	Hydrochemische Kenngrößen kleinster Fließgewässer in Berg-Fichtenwäldern im Hochharz und oberem Westerzgebirge	200
Anlage 40:	Chemische Parameter der Ilsequelle	201
Anlage 41:	Chemische Parameter der Ilse	204
Anlage 42:	Organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und elektrische Leitfähigkeiten der Fließgewässer unterschiedlicher Einzugsgebiete	207
Anlage 43:	Zeitlicher Verlauf der N-Fracht im Hangwasserzufluss (Summen zwischen den Probenahmeterminen) im hydrologischen Jahr 2002	208
Anlage 44:	Zeitlicher Verlauf der N-Fracht im Hangwasserzufluss (Summen zwischen den Probenahmeterminen) im hydrologischen Jahr 2003	208
Anlage 45:	Chemische Parameter des Abflusses	209
Anlage 46:	Linearer Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Fracht im Hangwasserzufluss und Abfluss im Cluster 1	212
Anlage 47:	Linearer Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Fracht im Hangwasserzufluss und Abfluss im Cluster 3	212
Anlage 48:	Linearer Zusammenhang zwischen Ammonium-N-Fracht im Hangwasserzufluss und Abfluss im Cluster 3	213
Anlage 49:	N_2O -N-Emissionen im Untersuchungszeitraum (Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Georg-August-Universität Göttingen)	214

Anlage 50:	Zeitlicher Verlauf der N ₂ O-Emissionen an Messstellen im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche sowie Bodentemperatur in 10 cm Tiefe im Untersuchungszeitraum	216
Anlage 51:	Chemische Parameter des Moorwassers.....	217
Anlage 52:	Linearer Zusammenhang zwischen Ammonium-N-Gehalt im Moorwasser (Messstelle 4) auf der zentralen Moorfläche zur Temperatur im Cluster 1.....	236
Anlage 53:	NH ₄ - und NO ₃ -N-Gehalte des Moorwassers in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (Messstelle 4)	237
Anlage 54:	NH ₄ - und NO ₃ -N-Gehalte des Moorwassers in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (Messstelle 5)	238
Anlage 55:	Hydrochemische Parameter des Moorwassers (Literaturangaben)	240
Anlage 56:	Linearer Zusammenhang zwischen pH-Werten im Hangwasser und Moorwasser im Hangwasserbereich (Messstelle 1).....	242
Anlage 57:	Linearer Zusammenhang zwischen pH-Werten im Hangwasser und Moorwasser auf der zentralen Moorfläche (Messstelle 4)	242
Anlage 58:	Mittelwertvergleich der N-Konzentrationen in der Biomasse	243
Anlage 59:	Literaturüberblick Nährstoffgehalte unterschiedlicher Moorvegetation.....	246
Anlage 60:	Literaturüberblick chemischer Parameter des Torfs	248
Anlage 61:	Chemische Parameter des Torfs zum Probenahmetermin am 06.08.02.....	250
Anlage 62:	Chemische Parameter des Torfs zum Probenahmetermin am 23.09.03.....	251
Anlage 63:	Monatliche N-Retentionen für Nitrat-, Ammonium- organischen und Gesamt-N für das hydrologische Jahr 2002	252
Anlage 64:	Monatliche N-Retentionen für Nitrat-, Ammonium- organischen und Gesamt-N für das hydrologische Jahr 2003	252

Anlage 1: Lage des Ilsemoores



(Ilsemoor = 1)

Anlage 2: Ilsemoor – Untersuchungsfläche



Anlage 3: Korngrößenanalyse

Probenbezeichnung	Anteile an Feinboden in Gew. %									
	C _t %	gS > 630 µm	mS > 200 µm	fS > 63 µm	gU > 20 µm	mU > 6,3 µm	fU > 2 µm	T < 2 µm		
Profil A3227/5	31,2	8,17	3,85	18,27	21,48	16,29	7,72	24,23		
Profil A3227/6	3,78	48,63	24,18	8,54	10,05	4,12	0,26	4,22		
Profil A3227/7	21,21	31	12,64	4,08	6,01	9,35	6,24	30,69		

Anlage 4: Kurzbeschreibung des Profils nach KA 4 (AG BODEN, 1994) – Altermann (2002)

Profil A 3227; ca. 1,5 km südwestlich des Brocken
 TK-Nr.: 4229 R: 44 06154,4 H: 57 41584,1
 Höhe ü. NN: 845-850 m **Reliefformtyp:** kerbförmige Hangrinne
 Neigung: 8° NNW; Mittelhang **Wölbung:** horizontal u. vertikal konkav
Mikrorelief: höckerig
Geologie: I Holozän: Torf
 II Holozän: Torf und Schluffmudde
 III Weichsel-Kaltzeit: Oberlage oder Mittellage: Schutt (Granitschutt)

Nr.	Horizont		Farbe	Humusgeh.	Kalkgeh.	pedogene Merkmale Substratmerkmale - Torfart nach SCHWAAR (Anlage 1) Zersetzungsgrad r [%] nach SCHEFFER (Anlage 2)
	Tiefe (cm)	Symbol				
1	0-5	I uHw1	10YR5/8 gelblichbraun	h 7 organisc h	c 0	Wurzelmasse der Grasdecke und Torfmoose, Torfart: Radizellen-Sphagnumtorf [Sphagnen der Cuspidata-Sektion (Sphagnum recurvum-Gruppe) (>50%) und Radizellen (25..50%)]; kaum zersetzt
2	5-25	uHw2	10YR3/2 bräunlichschwarz	h 7 organisc h	c 0	Wenig zersetzter Torf (r= 37 %); Torfart: Radizellen-Sphagnumtorf [Sphagnen der Cuspidata-Sektion (Sphagnum recurvum-Gruppe) (>50%) und Radizellen (25..50%)]; z. T. eingespültes Schluffmaterial enthalten
3	25-45	uHw3	10YR3/3 dunkelbraun	h 7 organisc h	c 0	Wenig zersetzter Torf (r= 39 %); Torfart: Laubmoos-Radizellen-Sphagnumtorf [Sphagnen der Cuspidata-Sektion (Sphagnum recurvum-Gruppe) (25-50%), Laubmoose (Isopterygium muelleriana) (10-25%) und Radizellen (25..50%)]; z. T. eingespültes Schluffmaterial enthalten

Anlage 4: Kurzbeschreibung des Profils nach KA 4 (AG BODEN, 1994) – Altermann (2002)

4	45-60	uHw4	7,5YR3/3 dunkelbraun	h 7 organisc h	c 0	mäßig zersetzter Torf (r= 46 %); Torfart: Seggen-Laubmoos-Sphagnumtorf [Sphagnen der Cuspidata-Sektion (Sphagnen recurvum-Gruppe) (>50%), Sphagnen der Acutifolia-Sektion (4-10%), Radizellen (25-50%), Laubmoose (Philonotis fontana) (<1%), Utriculi (Schläuche) von Carex nigra (15 Stück und mehr)]; z. T. eingespültes Schluffmaterial enthalten
5	60-80	II uHw+F	7,5YR3/1 bräunlichschwarz	h 7 organisc h	c 0	schwach sandiger Lehm (Ls2) und mäßig bis stark zersetzter Torf (r=60%); Torfart: Fieberklee-Radizellentorf mit Übergängen zur Mudde [Radizellen (>50%), Samen vom Fieberklee (Menyanthes trifoliata) (15 Stück und mehr)]; mit Holzresten und Holzkohlestücken
6	80-95	III ICv+ fAh	7,5YR4/2+5/3 gräulichbraun und dunkelbraun	h 3 mittel humos	c 0	Sehr stark steiniger und grusiger (Skelettanteil 90Vol.-%, bestehend aus Granit bzw. Granitblöcken) schwach schluffiger Sand (Su2), mit Schluffbändern
7	95-115	fAh+ICv	7,5YR1,7/1 schwarz	h 6 extrem humos	c 0	Sehr stark steiniger (Skelettanteil 85 Vol.-% bestehend aus Granit bzw. Granitblöcken) sandig--toniger Lehm (Lts); in den Klüften humose Füllungen

Bodensystematische Angaben:

KA 4: Bodensubtyp: Übergangs(nieder)moor [HNu]

Substrattyp: Übergangsmoor über Kryoschutt (aus Granit)
[og-Hu/pky-n(+G)]

Bodenform: Übergangs(nieder)moor aus Übergangsmoor über Kryoschutt (aus Granit)

HNu:og-Hu/pky-n(+G)]

Anlage 5: Profilaufnahmeformular nach KA 4 für das Profil A3227 (Altermann 2002)

Horizontbezogene Daten II																		
Lfd. Nr.	Substratarten-Symbol	Substratgenese	Merkmale der Substratzusammensetzung						Bodenausgangsgestein			Stratigraphie		Bemerkungen		Proben		
			Bodenart		geogener Kohlenstoffgehalt 45	Carbo-nat-gehalt 46	Gesteinsbezeichnung 47a	periglaziäre Lagen 47b	Grobbodenkomponent 47c	substanzielle 47d	strukturelle 47e	Stratigraphie 48	Bemerkungen 49	Entnahmetiefe	Nummern gestörter Proben	Nummern ungestörter Proben		
Feinbodenart/Torfart/Muddeart 44a	Gesamtbodenanteil	Grobfraktionen und teilsklassen	Summe Skelett (%) 44c															
1	og-Hu	og	Hhsy+Hnr	-	-	Hu	-	-	-	qh	Wasser-austritt	-	-	-	-			
2	og-Hu	og	Hhsy+Hnr	-	-	Hu	-	-	z.T. eingespültes U-material	qh	Wasser-austritt	-	-	-	-			
3	og-Hu	og	Hhsy+Hnb+Hnr	-	-	Hu	-	-	z.T. eingespültes U-material	qh	Wasser-austritt	-	-	-	-			
4	og-Hu	og	Hhsy+Hnp+Hnb+Hnr	-	-	Hu	-	-	z.T. eingespültes U-material	qh	Wasser-austritt	-	-	-	-			
5	og-Hu + Fhh	og	Hnmy+Hnr+Ls2	-	-	Hu+Fh+Lof?	-	-	Holzkohlestücke, Holzreste	qh	Torfmulde hat hohen Löflanteil	-	-	-	-			
6	pky-zn	pky	Su2	X5 FGr3	90	+G	LO oder LH?	+G6	Grus mit Schluffbän-dern + org. Material	qp	-	-	-	-	-			
7	pky-n	pky	Lts	X6	85	+G	LO oder LH?	+G6	-	qp	Humose Füllungen in den Klüften	-	-	-	-			
Profilkennzeichnung																		
Bodenform			Humusform		Wasserstand u. GOF		Vermässhungsgrad		Erosionsgrad		Bodenschätzung		weitere Unterlagen		Bemerkungen			
Bodensystematische Einheit 50			Substratsystematische Einheit 51		GWS 53a		Stand 53b		grad 54		grad 55		56		57		58	
Subtyp: HNu			Klasse: og-Hu/p-v		-		-		Vn6		-		-		-		-	
Varietät: eutrophiertes HNu			Typ: og-Hu/pky-n(+G)		-		-		-		-		-		-		-	
Subvar.: eutrophiertes Hang-Übergangs(nieder)moor			Subtyp: -		-		-		-		-		-		-		-	

Das Moor erhält einen seitlichen Zufluß, der nur in der Torfdecke hangabwärts fließt. Bei starkem Niederschlag läuft das Wasser oberirdisch ab, ein Absickern in die Tiefe findet kaum statt, da das mineralische Material im Liegenden der Torfdecke nach unten abdichtet. (Blatt 2 v. 2)

Anlage 6: Bodenprofil, Ilseemoor

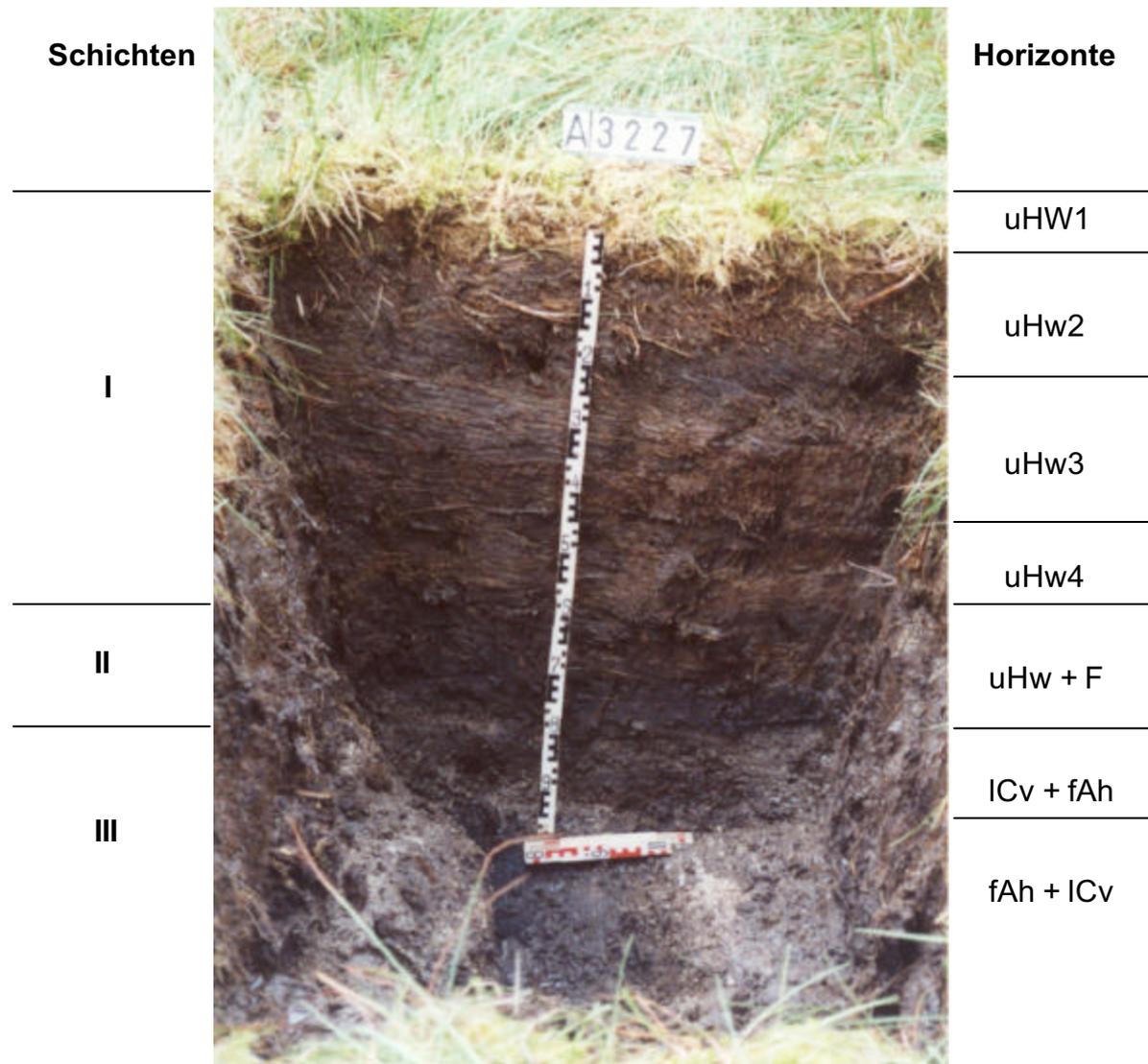
Profil A 3227 Profilaufnahme: M. Altermann, O. Rosche

06.08.2002

Bodenform nach KA 4 (1994) / DBG (1998):

Übergangs(nieder)moor (aus Übergangsmoortorf) über Kryoschutt (aus Granit)

Symbol: HNu:og-Hu/pky-n(+G)



- Schichten:**
- I Übergangsmoortorf
 - II Torf- und Schluffmudde (Übergang zwischen Torf und Mudde)
 - III Granitschutt (Hauptlage ?)

Wasseraustritt aus der gesamten Profilwand

Bemerkungen:

- Zuordnung des Granitschutts im Liegenden der Torfdecke zur Hauptlage ist unsicher, möglicherweise kann es sich auch um die Oberlage handeln

Anlage 7: Aschegehalt und Zersetzungsgrad
(Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen
Landesamtes für Bodenforschung)

Bodentiefe cm	TM %	Zersetzungsgrad (r-Wert in %)	Aschegehalt (% TM)
5-25	8,4	36,9 (wenig zersetzt)	11,7
25-45	9,5	38,9 (wenig zersetzt)	34,1
45-60	12,3	45,5 (mäßig zersetzt)	33,8
60-80	22,7	60,0 (mäßig zersetzt)	57,4
80-95	70,0	-	94,6
95-115	40,6	-	68,8

TM: Trockenmasse

**Anlage 8: Botanische Torfansprache
(Schwaar, Lengefeld)**

Tiefe (cm)	Torfbezeichnung	Bestandteile	Mengen- angabe
0-5	Radizellen- Sphagnumtorf	Sphagnen der Cuspidata Sektion (Sphagnum recurvum)	5
		Radizellen	4
5-25	Radizellen- Sphagnumtorf	Sphagnen der Cuspidata Sektion (Sphagnum recurvum)	5
		Radizellen	4
25-45	Laubmoos- Radizellen- Sphaqnumtorf	Sphagnen der Cuspidata Sektion (Sphagnum recurvum)	4
		Laubmoose (Isopterygium muelleriana)	3
		Radizellen	4
45-60	Seggen-Laubmoos- Sphagnumtorf	Sphagnen der Cuspidata Sektion (Sphagnum recurvum)	4
		Sphagnen der Acutifolia-Sektion	1
		Radizellen	4
		Laubmoose (Philonotis fontana)	+
		Utriculi (Schläuche von Carex nigra)	H
> 60	Fieberklee- Radizellentorf mit Übergängen zur Mudde	Radizellen	5
		Samen von Fieberklee (Menyathes trifoliata)	H

+ Gewebereste in geringer Anzahl, zugleich weit weniger als 1 % des Schlammrückstandes ausmachend, Früchte und Samen fehlend oder zugleich 5 Stück in der ganzen Probe

1 Wie vor, aber Früchte und Samen zu mindestens 6 Stück oder Gewebereste in größerer Anzahl wenn auch weniger als 4 %

2 Gewebereste 4-9 %

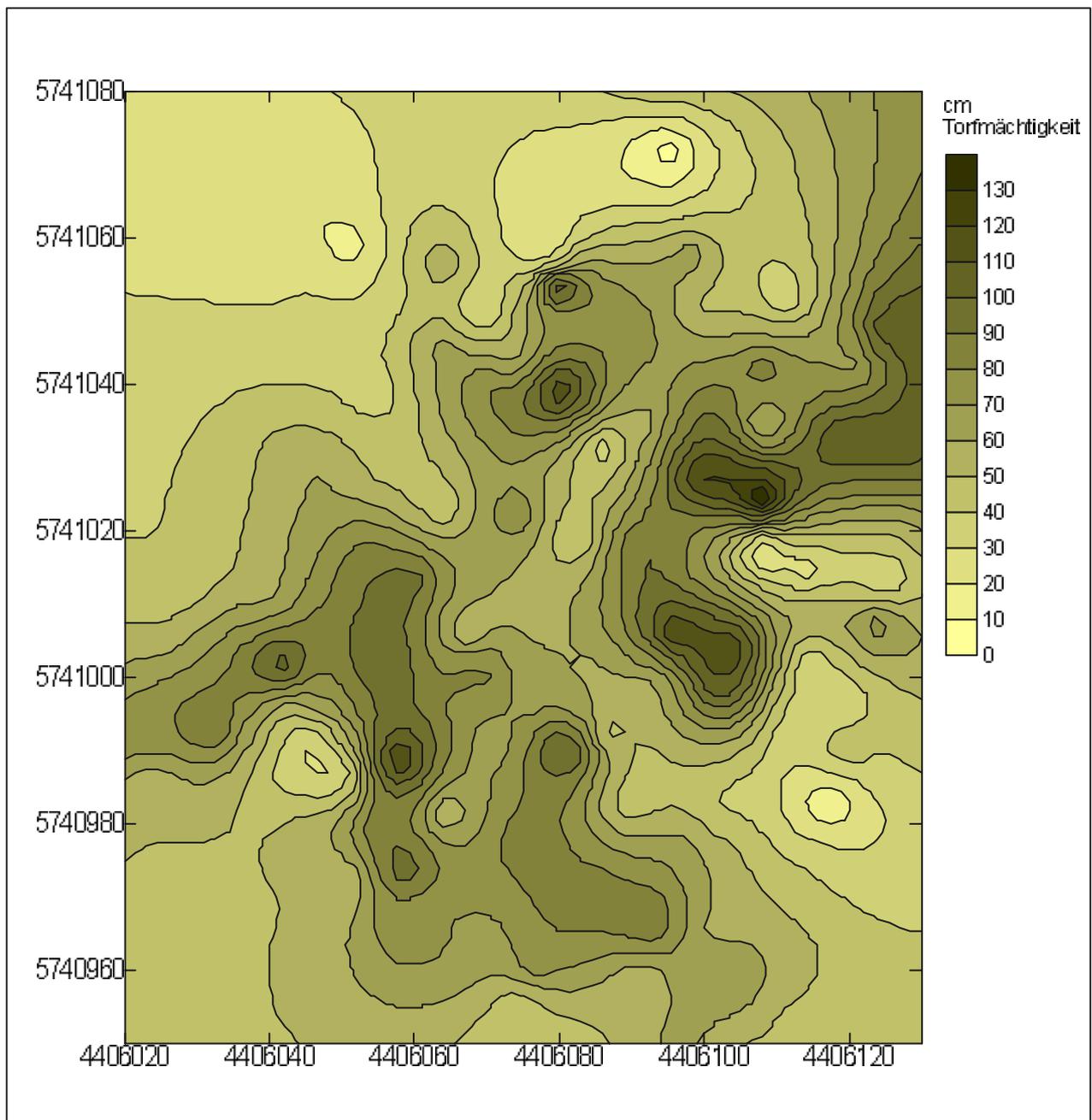
3 Gewebereste 10-24 %

4 Gewebereste 25-59 %

5 Gewebereste 50 % und mehr

H 15 Stück und mehr (Früchte und Samen)

Anlage 9: Torfmächtigkeit des Ilsemoores



Anlage 10: Chemische Eigenschaften des Torfs

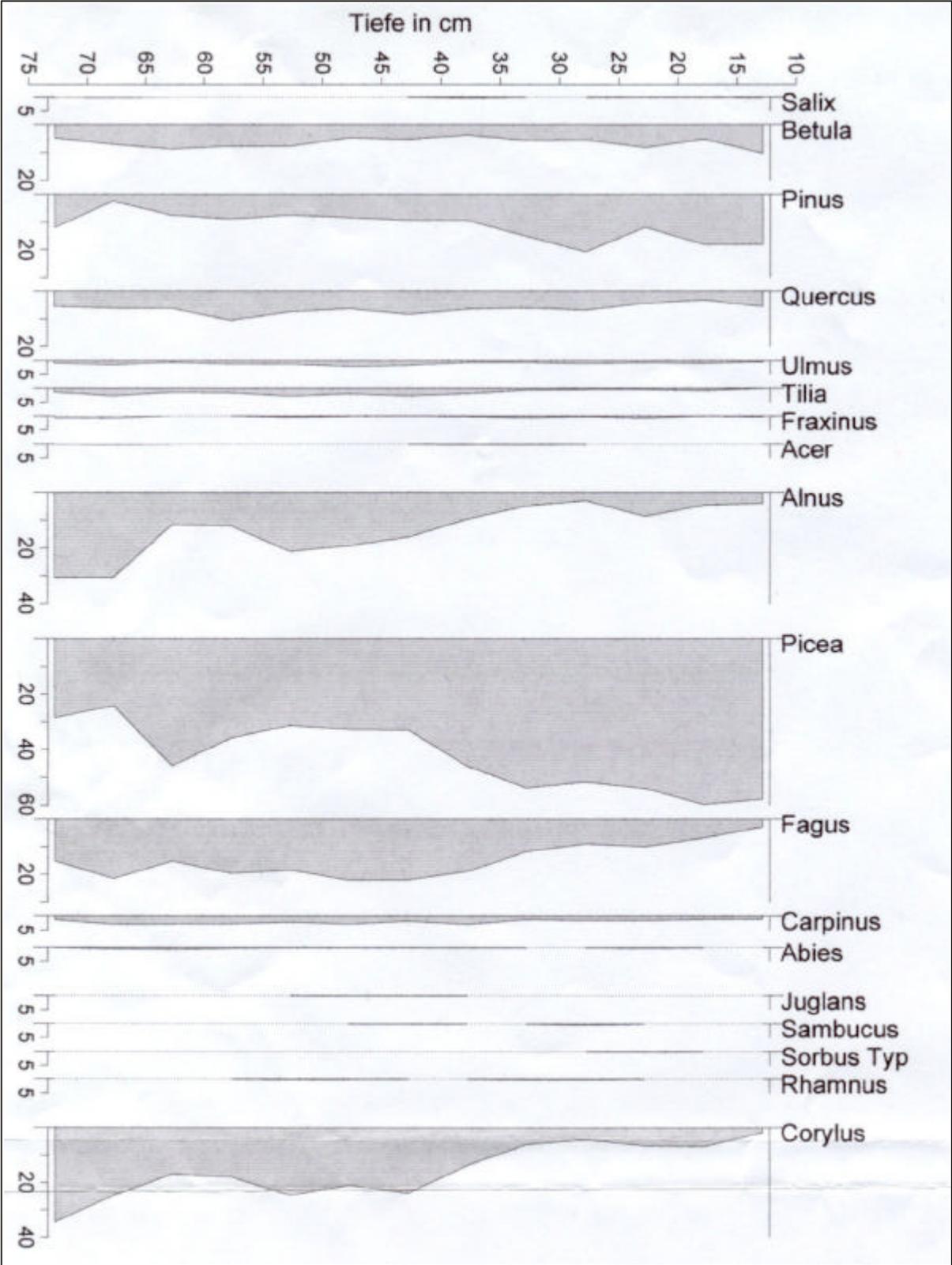
Datum der Probenahme 06.08.2002

Bodentiefe cm	pH	LF $\mu\text{S cm}^{-1}$	NO_2/NO_3 $\text{mg N } 100\text{g}^{-1}$	NH_4 $\text{mg N } 100\text{g}^{-1}$	PO_4 $\text{mg P } 100\text{g}^{-1}$	K $\text{mg K } 100\text{g}^{-1}$	C/N	C_t $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$	N_t $\text{mg N } 100\text{g}^{-1}$
0-5	4,02	210,00	0,18	9,13	2,40	88,95	32,83	40,55	1,24
5-25	4,94	244,00	0,34	5,62	0,86	13,48	23,06	41,39	1,80
25-45	4,27	177,90	2,39	11,41	0,17	1,40	26,07	37,67	1,45
45-60	4,32	142,10	5,45	10,90	0,10	1,70	21,99	31,99	1,46

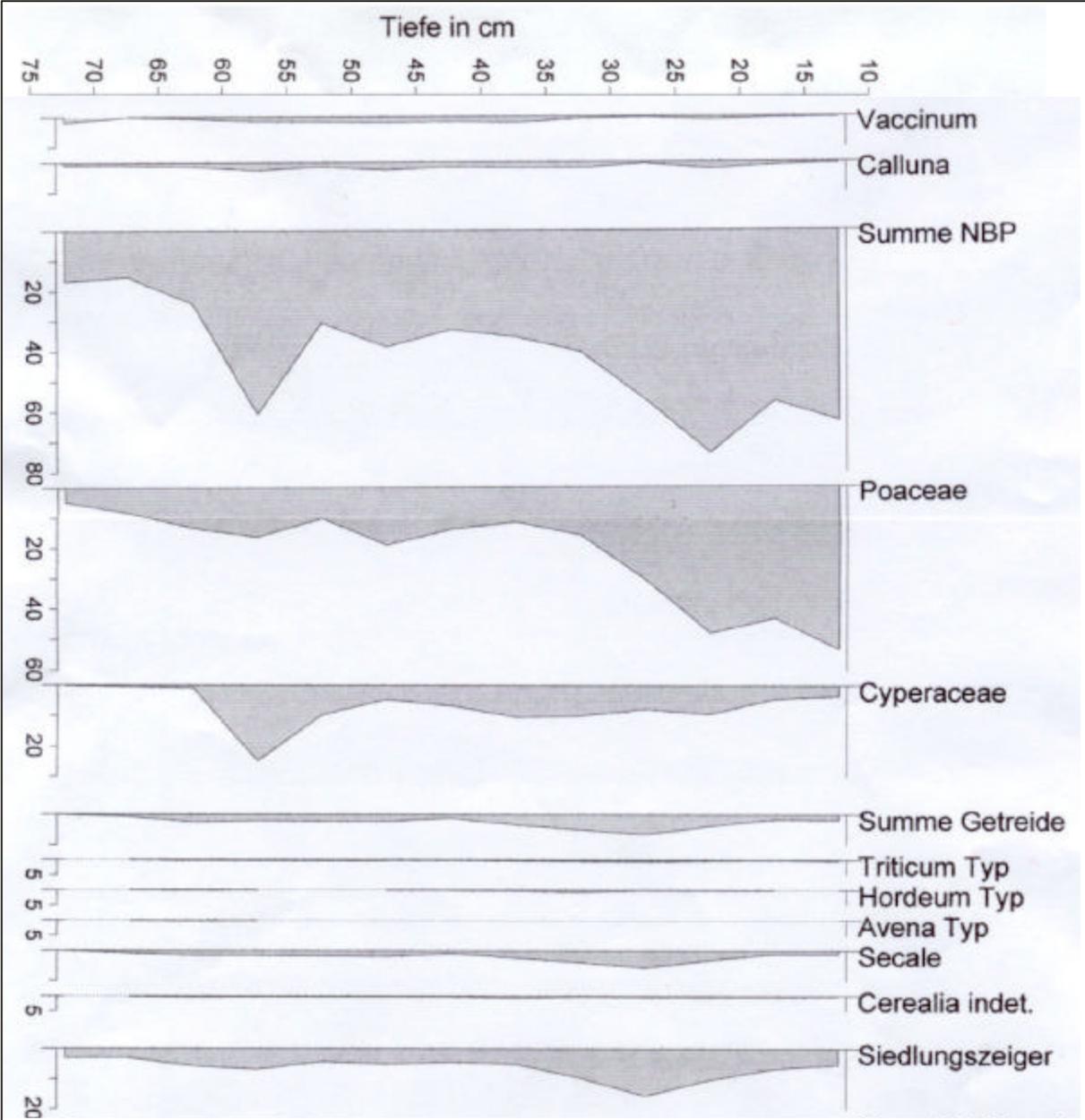
Anlage 11: Ergebnisse der ^{14}C -Analysen (Institut f. Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben, Sektion 3, Hannover)

Material	Tiefe cm	^{13}C ‰	^{14}C -Alter Jahre v. h.	kalibriertes Zeitinterv. cal ...
Torf	45-60	-24,8	295"65	AD 1510 - 1660
Torf	65-80	-26,2	1080"50	AD 895 - 1010
Ah Humus	95-115	-27,7	6950"90	BC 5935 - 5690

Anlage 12: Ergebnisse der Pollenanalyse – Pollendiagramm (Albrecht-von Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Palynologie und Quartärwissenschaften, Göttingen)

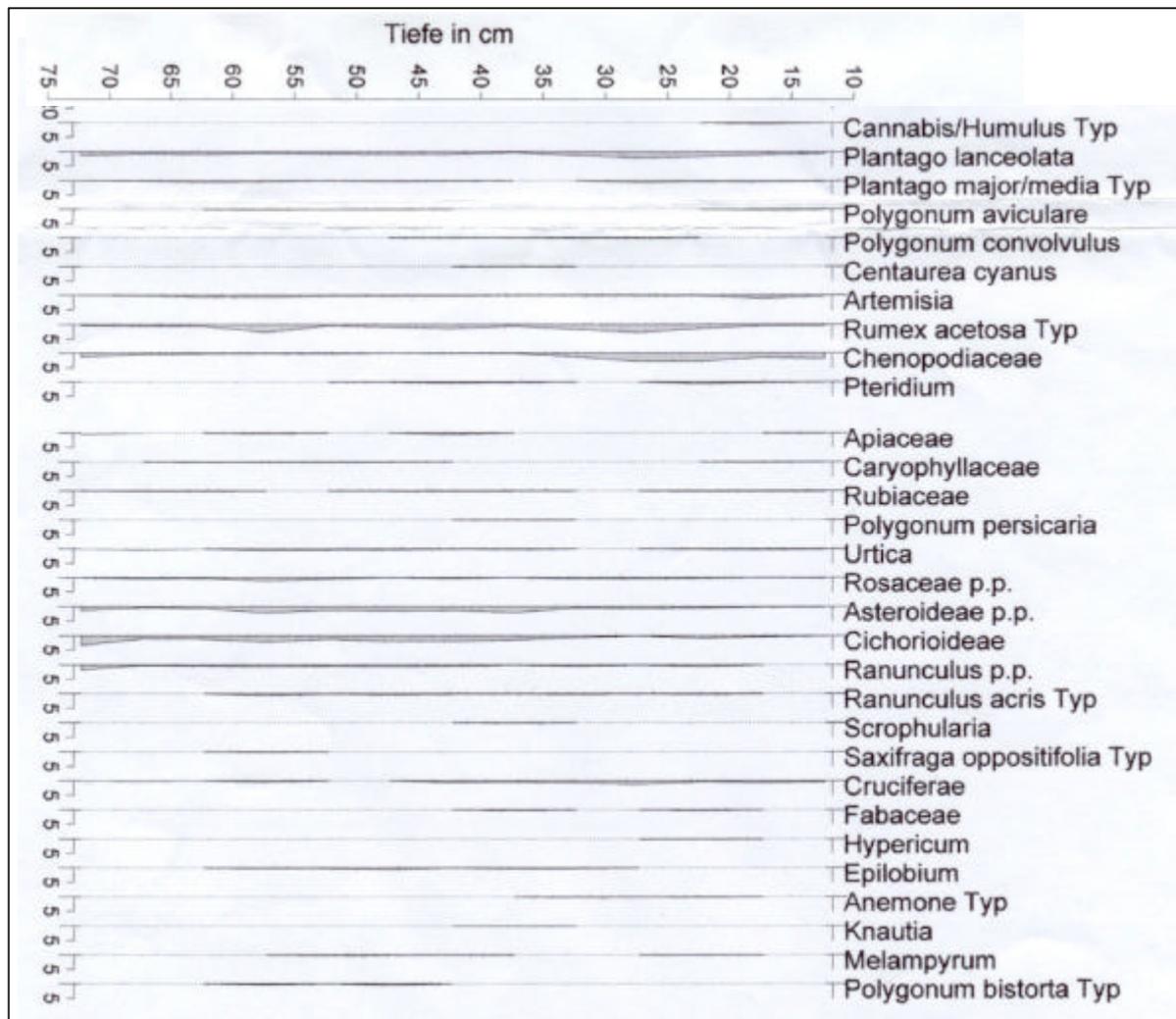


Anlage 12: Ergebnisse der Pollenanalyse – Pollendiagramm (Albrecht-von Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Palynologie und Quartärwissenschaften, Göttingen)



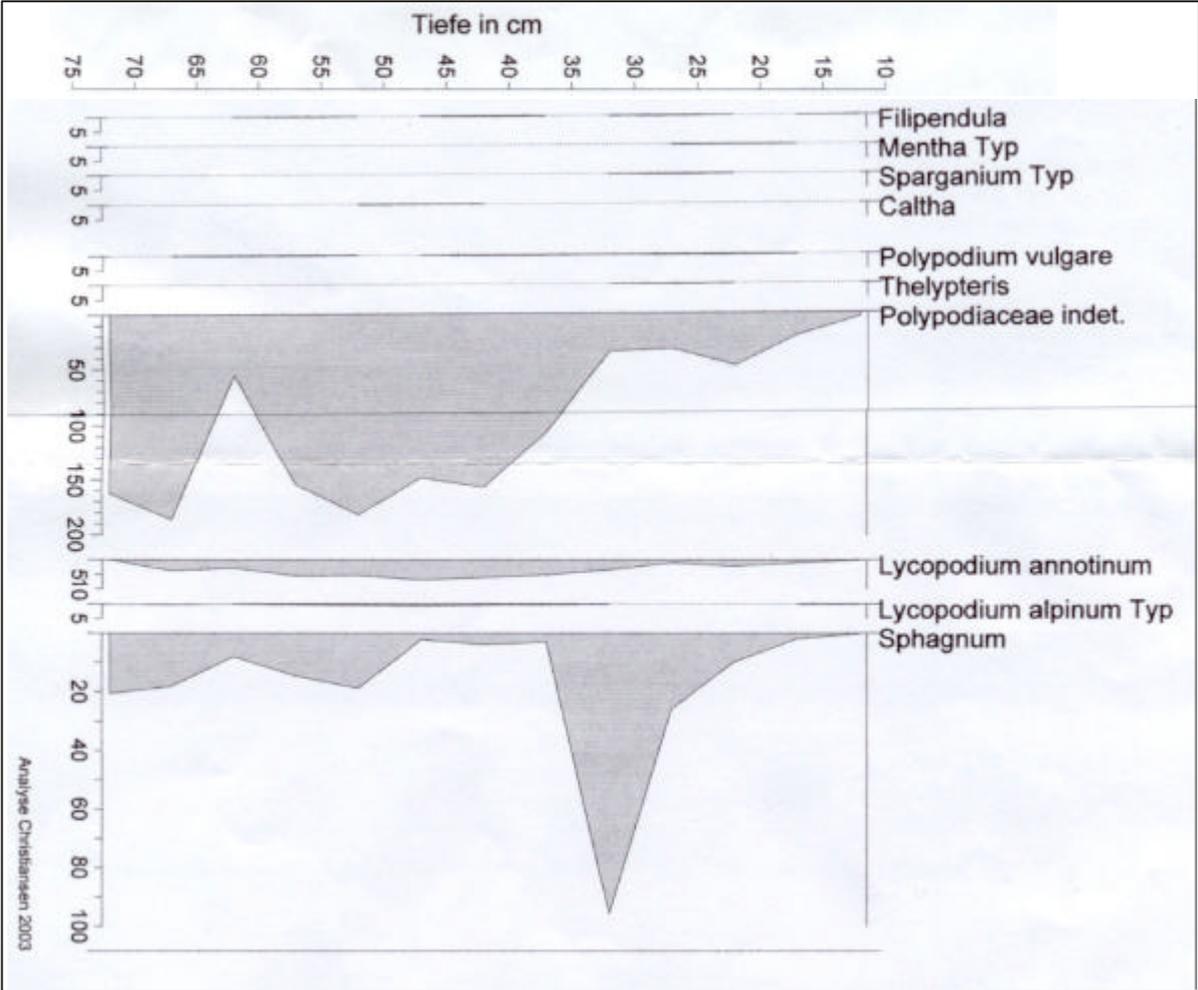
(Blatt 2v.4)

Anlage 12: Ergebnisse der Pollenanalyse – Pollendiagramm (Albrecht-von Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Palynologie und Quartärwissenschaften, Göttingen)



(Blatt 3v.4)

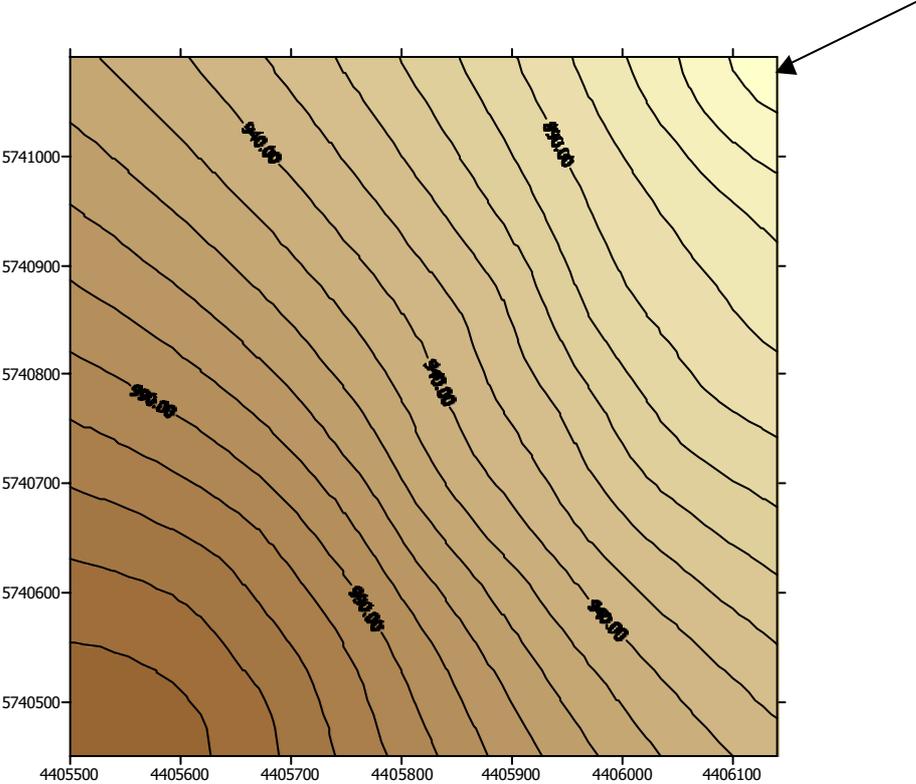
Anlage 12: Ergebnisse der Pollenanalyse – Pollendiagramm (Albrecht-von Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abteilung für Palynologie und Quartärwissenschaften, Göttingen)



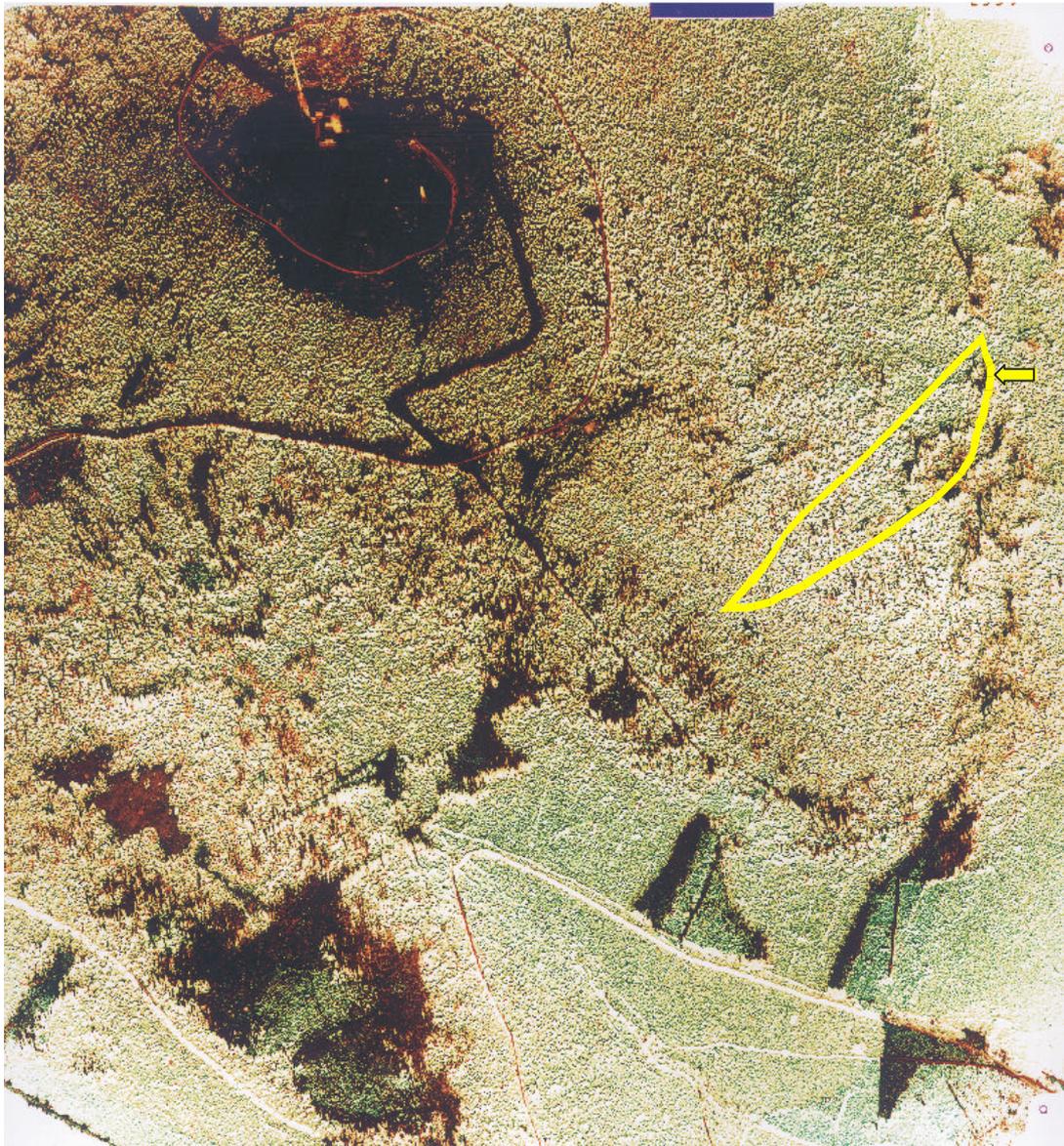
(Blatt 4v.4)

Anlage 13: Höhenkarte des Einzugsgebietes (Ilsemoor)

Ilsemoor

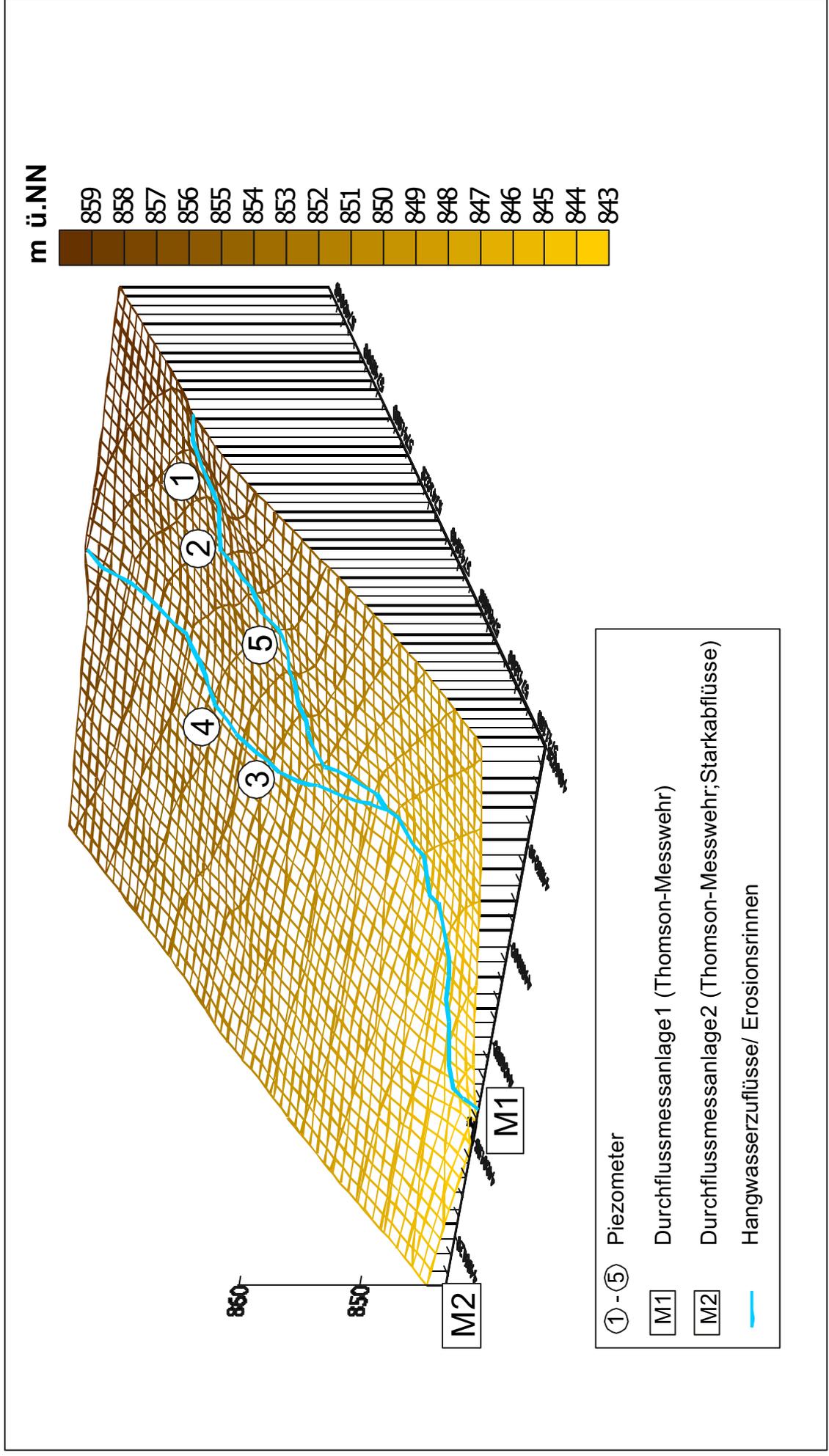


**Anlage 14: Luftbildaufnahme des Untersuchungsgebietes
(Archiv Nationalpark Hochharz)**

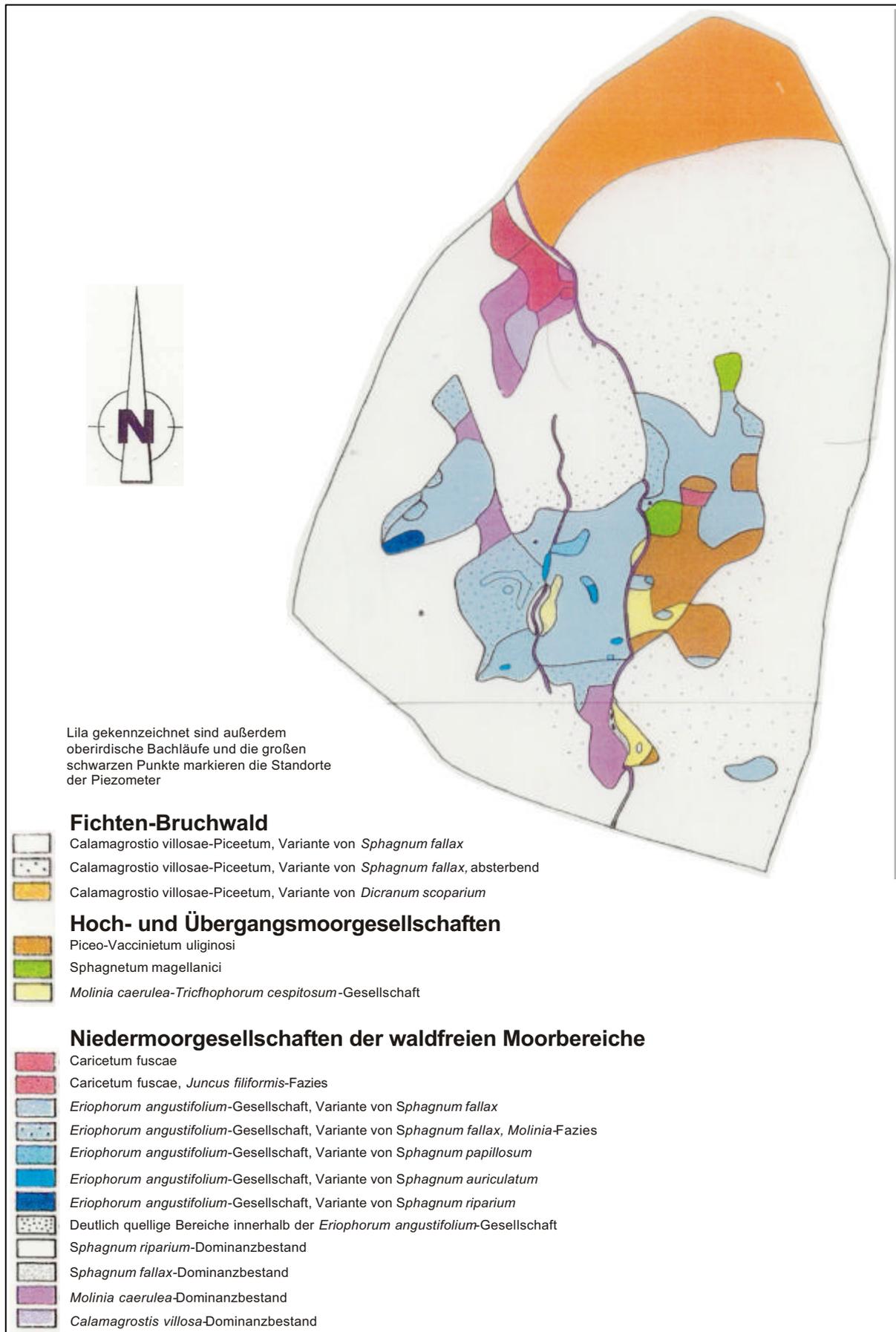


oben links = Brockenkuppe; gelber Pfeil = Ilsemoor; gelb umrandet = Einzugsgebiet des Ilsemoores

Anlage 15: Relief und Hangwasserzuflüsse des Ilsemoores mit Lage der Messstellen



Anlage 16: Vegetationskarte Ilseemoor (Baumann 2001)



Anlage 17: Messfeld – Bestandesniederschlag



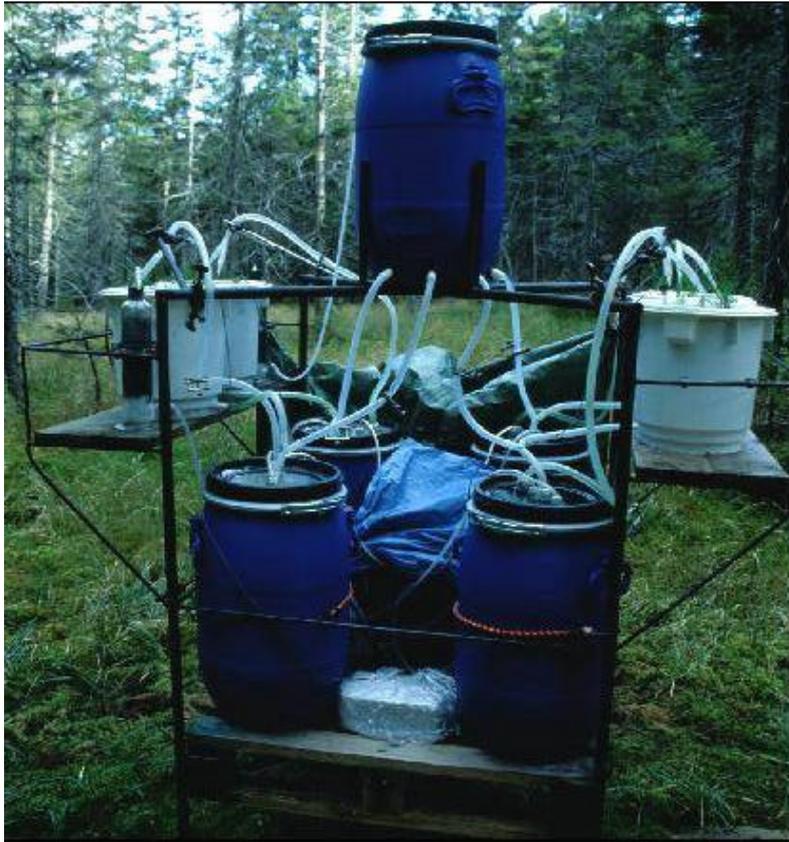
Anlage 18: Nebelmesseinrichtung



Anlage 19: Thomson-Messwehr



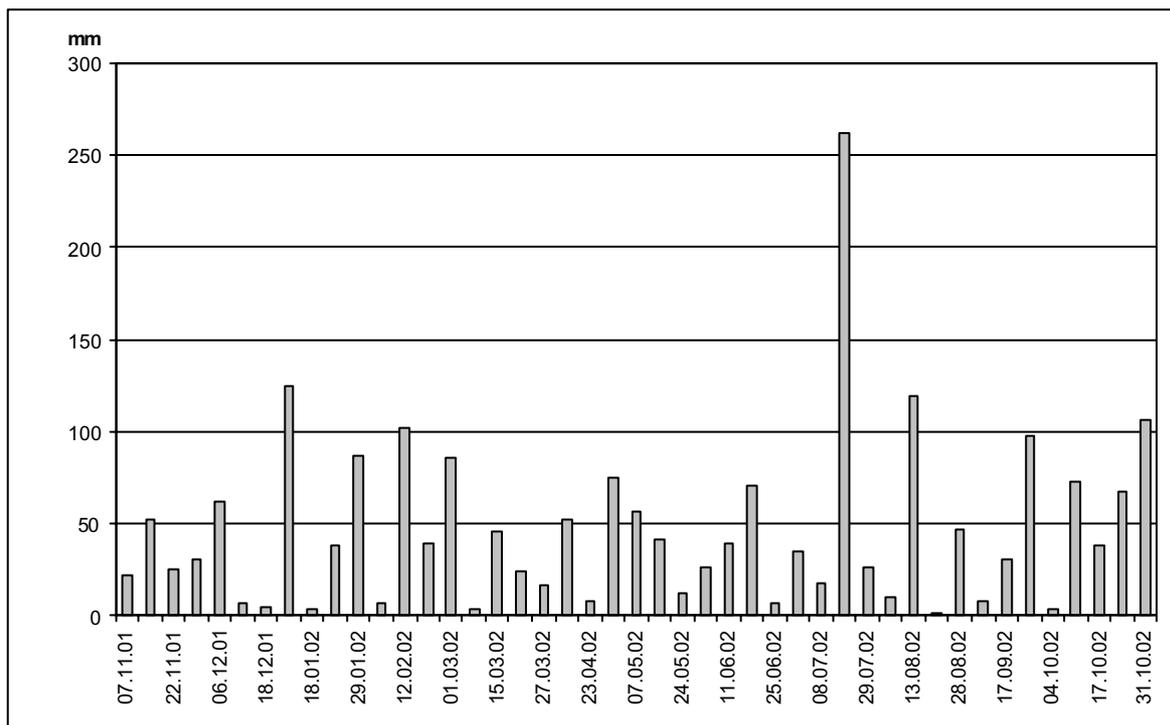
Anlage 20: ITNI-Messsystem (Integral Total Nitrogen Input)



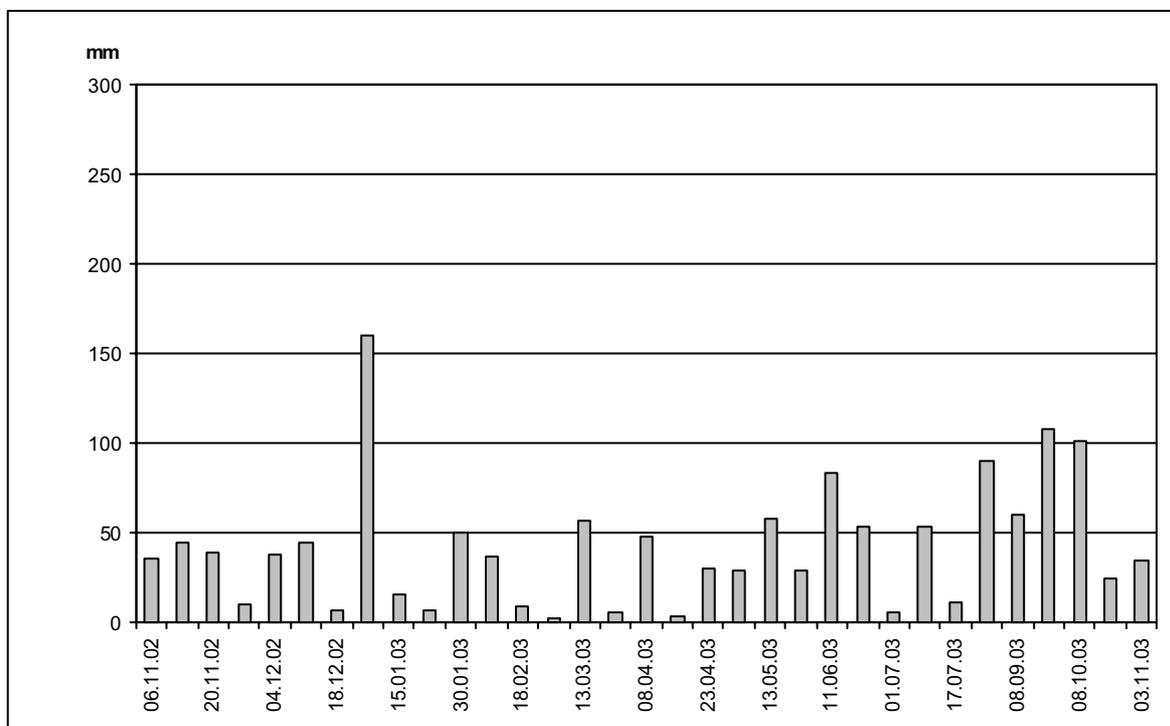
Anlage 21: Vegetationsgefäß mit Pflanzenbewuchs



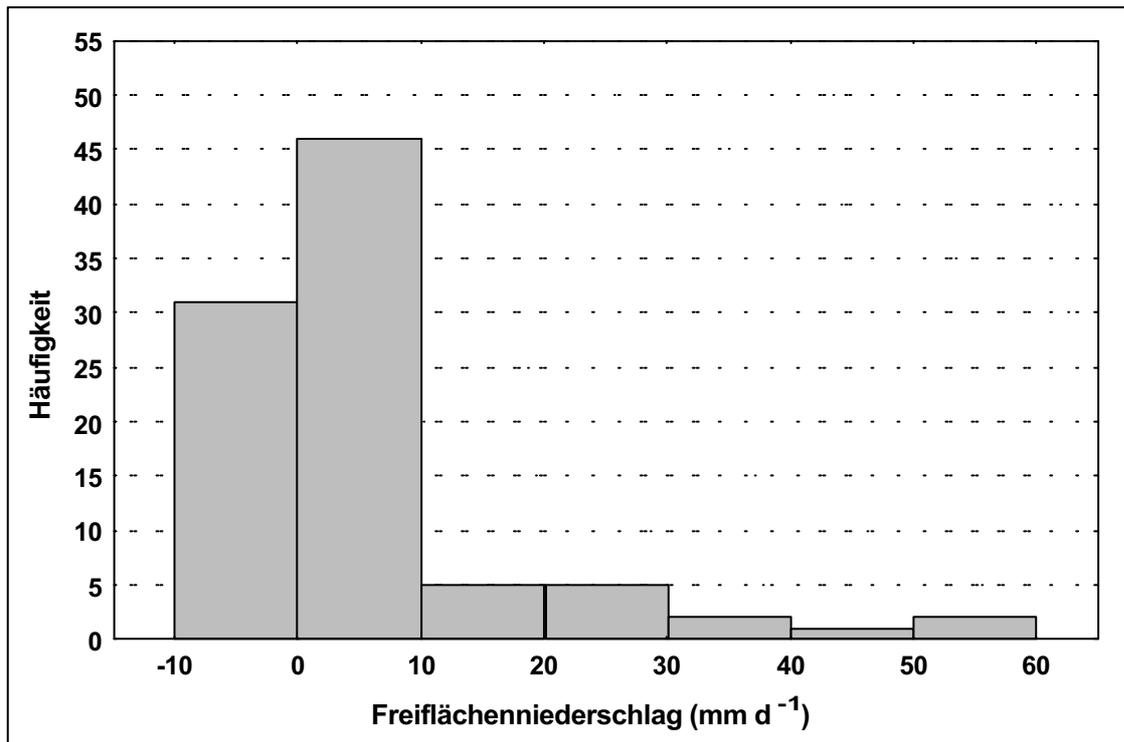
Anlage 22: Freiflächenniederschlag im hydrologischen Jahr 2002



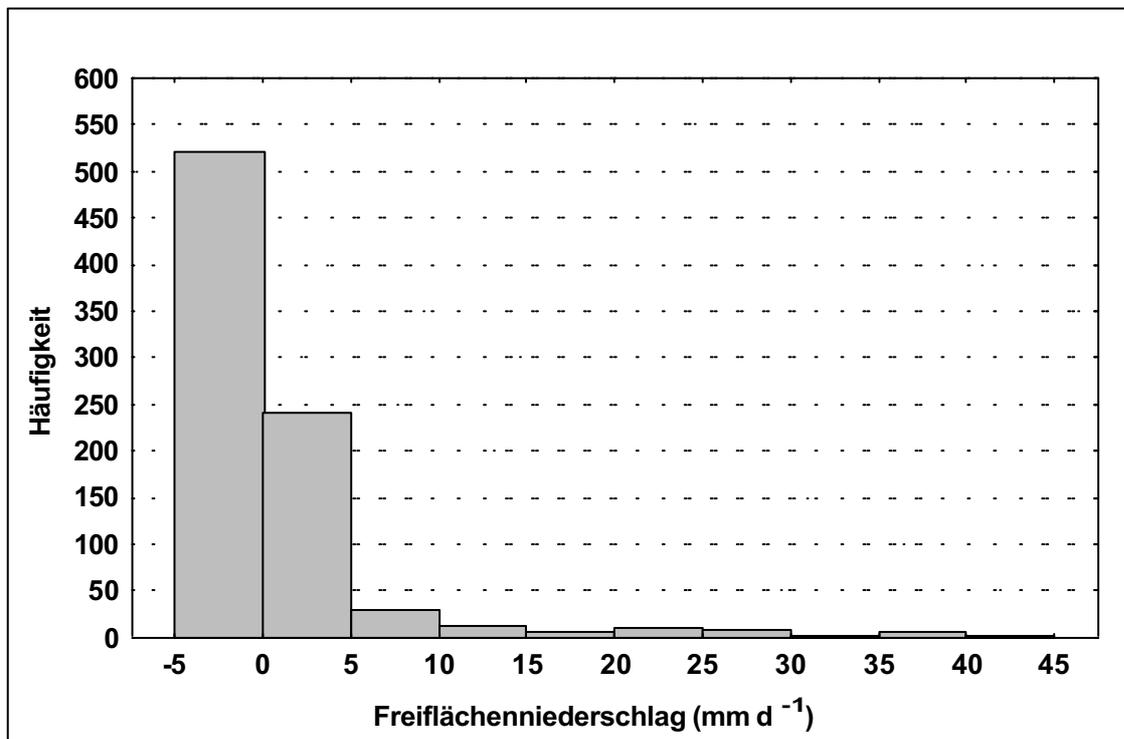
Anlage 23: Freiflächenniederschlag im hydrologischen Jahr 2003



Anlage 24: Häufigkeitsverteilung der Niederschlagsereignisse im hydrologischen Jahr 2002



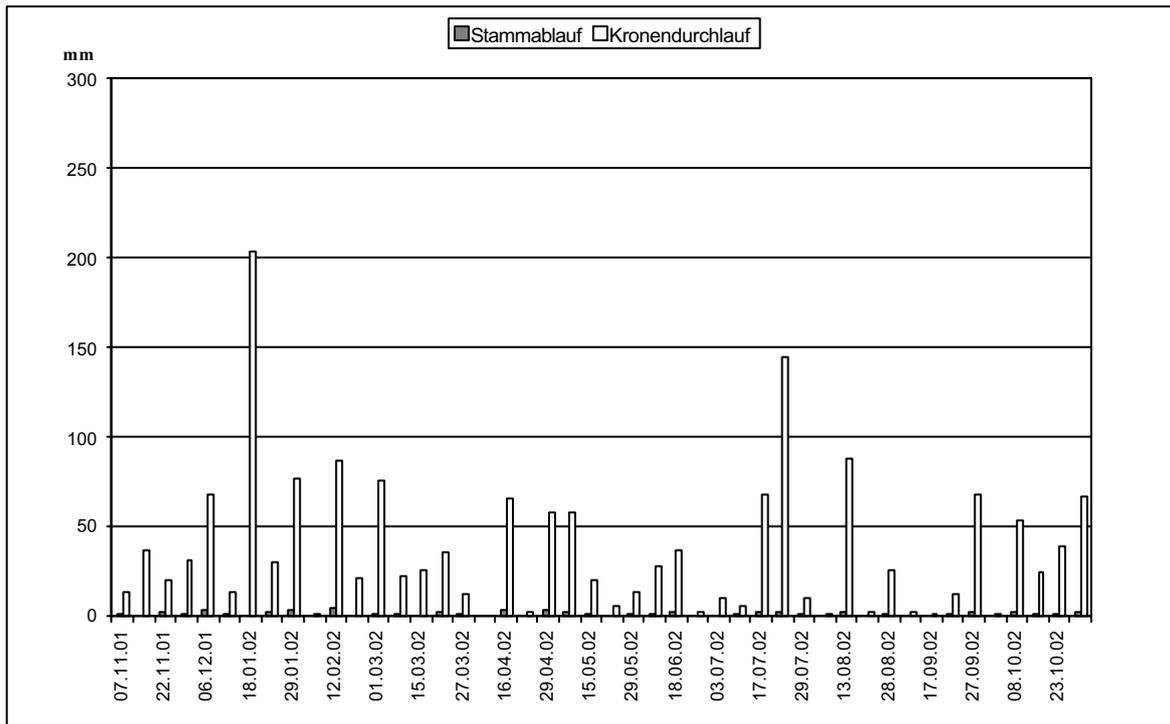
Anlage 25: Häufigkeitsverteilung der Niederschlagsereignisse im hydrologischen Jahr 2003



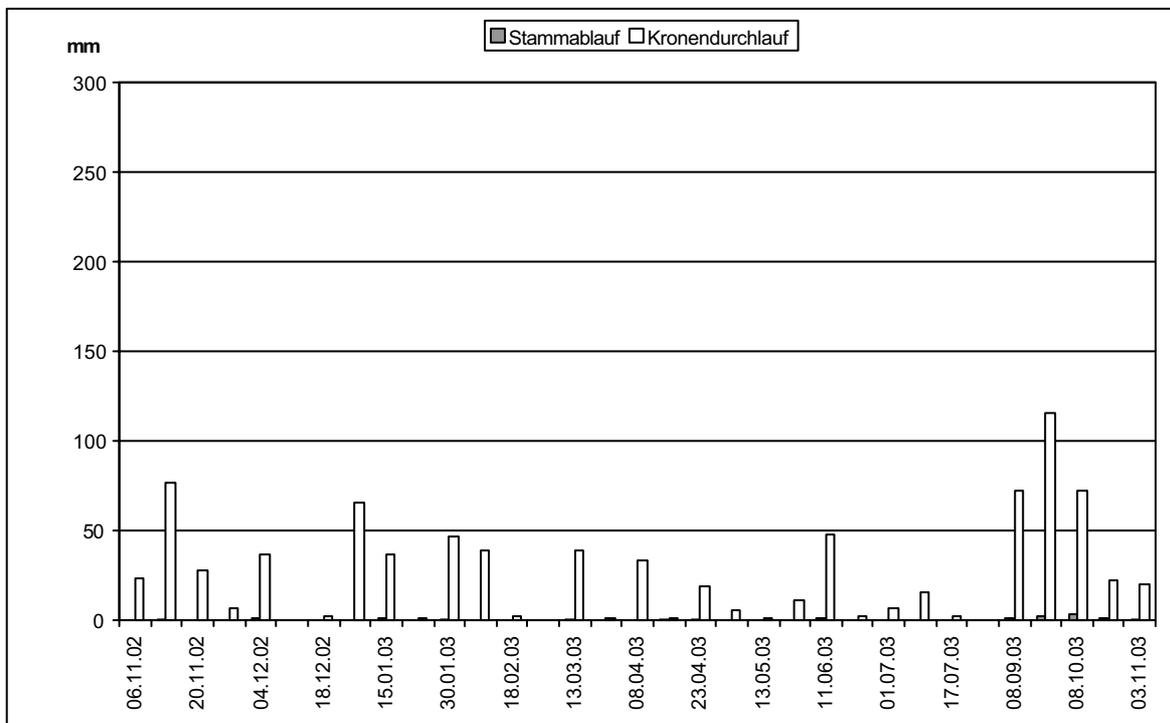
**Anlage 26: Anzahl der Nebeltage in den hydrologischen Jahren 2002 und 2003
(Daten des DWD)**

	Hydrologische Jahre	
	2002	2003
November	30	29
Dezember	29	26
Januar	23	30
Februar	23	10
März	23	26
April	22	19
Mai	27	23
Juni	22	16
Juli	25	21
August	23	16
September	27	20
Oktober	29	29
Gesamt	303	265

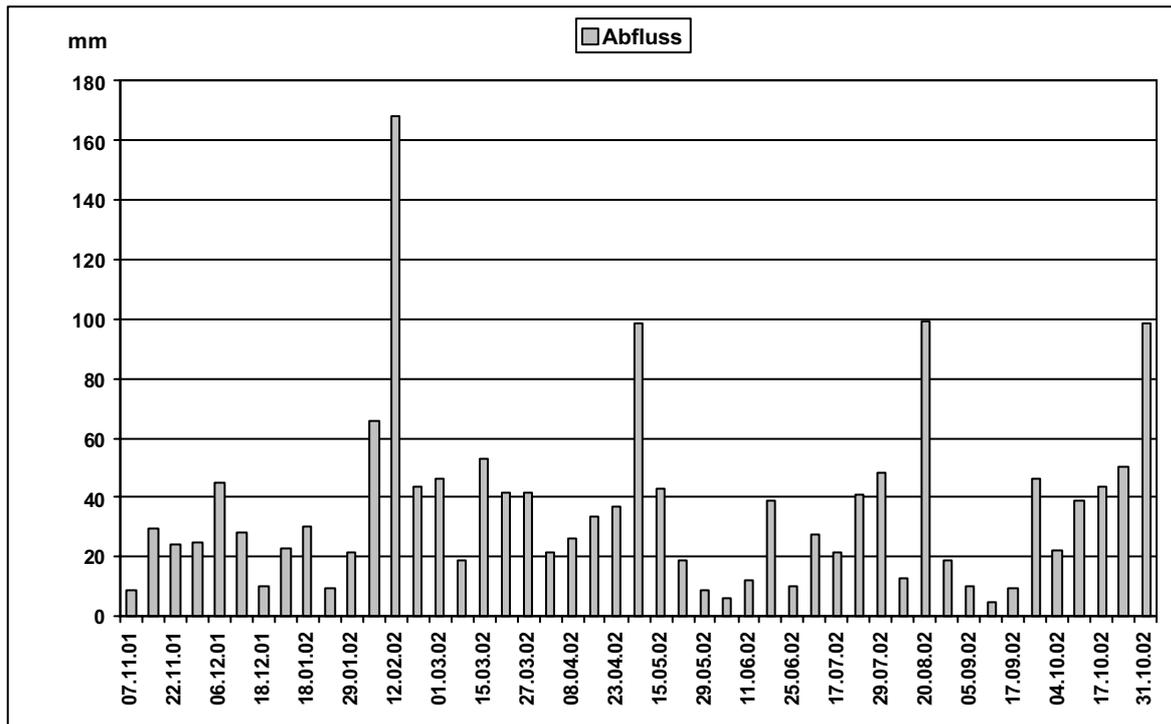
Anlage 27: Bestandesniederschlag im hydrologischen Jahr 2002



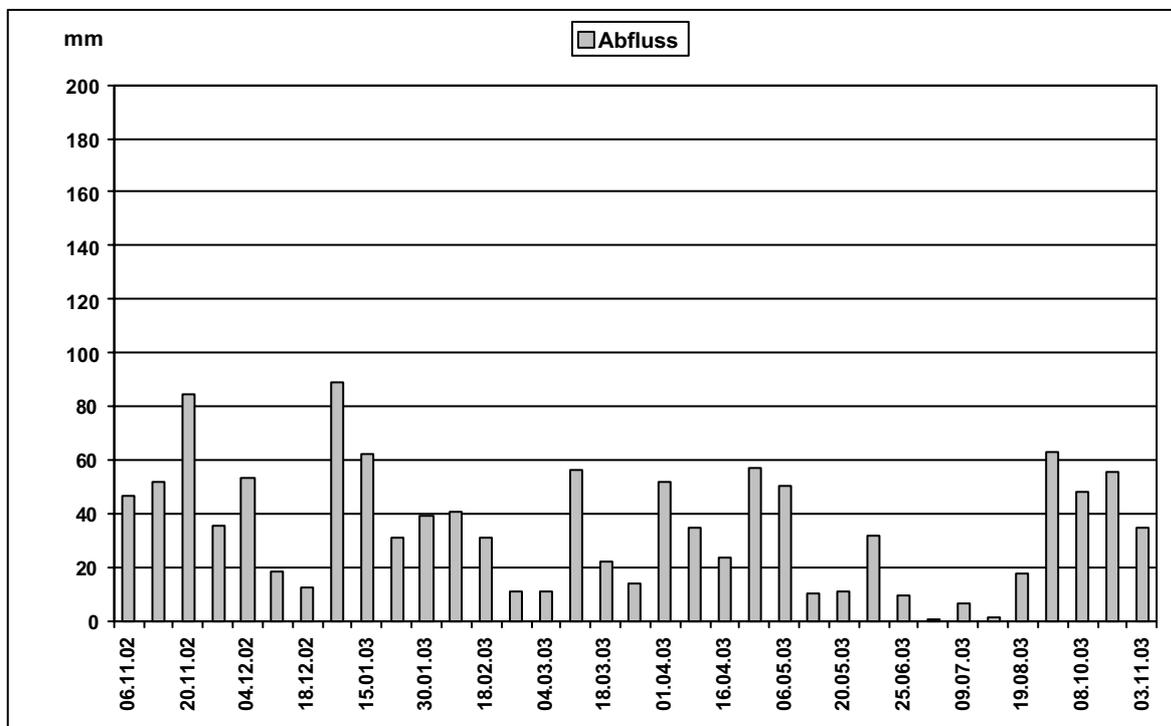
Anlage 28: Bestandesniederschlag im hydrologischen Jahr 2003



Anlage 29: Abfluss im hydrologischen Jahr 2002



Anlage 30: Abfluss im hydrologischen Jahr 2003



Anlage 31: Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
05.07.01	1,47	0,38	0,12	6,19	33,30
12.07.01	0,52	0,20	0,18	5,80	8,40
19.07.01	0,69	0,16	0,21	5,78	8,50
26.07.01	3,16	0,50	0,30	5,64	25,30
01.08.01	1,66	0,18	1,14	6,05	17,80
08.08.01	0,96	0,14	0,54	6,04	13,50
18.08.01	1,96	0,09	0,73	6,45	18,20
22.08.01	3,02	0,30	1,07	6,14	30,00
30.08.01	2,08	0,30	0,94	6,01	20,40
06.09.01	1,66	0,08	0,33	7,09	26,00
12.09.01	0,50	0,10	0,15	6,41	11,90
20.09.01	0,72	0,45	0,00	6,08	10,60
24.09.01	0,95	0,13	0,09	6,51	15,20
02.10.01	0,50	0,15	0,26	5,25	7,60
10.10.01	0,59	0,20	0,15	5,76	11,50
24.10.01	1,30	0,16	0,29	5,89	29,00
01.11.01	0,85	0,07	0,50	5,70	29,00
07.11.01	1,53	0,09	0,56	6,32	28,00
14.11.01	1,58	0,03	0,27	5,33	12,00
22.11.01	1,35	0,23	0,42	6,73	23,30
27.11.01	0,71	0,05	0,17	6,28	14,40
06.12.01	0,67	0,20	0,20	5,15	13,30
13.12.01	2,37	0,37	1,22	6,75	43,60
18.12.01	1,16	0,37	0,78	4,35	24,30
09.01.02	1,06	0,05	0,34	6,08	15,50
18.01.02	1,50	0,83	0,61	6,06	30,50
24.01.02	0,95	0,05	0,36	6,37	19,20
29.01.02	1,20	0,89	0,21	4,90	10,90
05.02.02	3,06	0,70	0,90	6,32	38,80
12.02.02	1,50	0,84	0,30	6,43	14,60
20.02.02	0,79	0,14	0,46	5,66	22,40
01.03.02	0,90	0,43	0,29	5,26	18,70
06.03.02	0,90	0,14	0,61	5,47	30,30
15.03.02	2,46	0,10	0,98	6,30	17,20
20.03.02	2,12	0,54	0,79	5,15	14,20
27.03.02	2,24	0,30	1,44	5,49	22,10
16.04.02	3,53	2,18	0,50	5,16	21,40
23.04.02	4,15	1,70	1,60	6,78	33,70
29.04.02	1,46	0,38	0,78	5,03	12,00
07.05.02	1,27	0,45	0,46	4,91	15,40
15.05.02	2,76	0,81	1,16	5,89	20,60

(Blatt 1v. 3)

Anlage 31: Chemische Parameter des Freilächenniederschlags

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
24.05.02	3,50	1,72	1,66	5,66	40,50
29.05.02	1,60	0,86	0,69	6,67	24,30
11.06.02	1,89	0,62	0,74	5,75	17,30
18.06.02	1,93	0,83	0,26	6,27	11,60
25.06.02	2,80	1,40	1,28	6,46	51,40
03.07.02	1,49	0,49	0,42	6,22	18,00
08.07.02	1,25	0,44	0,14	5,99	16,40
17.07.02	1,60	0,37	0,38	-	17,40
19.07.02	1,61	0,97	0,09	5,16	4,40
29.07.02	2,92	1,23	0,37	4,41	13,70
06.08.02	3,14	0,61	0,85	4,89	21,90
13.08.02	1,30	0,00	0,50	5,71	9,60
20.08.02	6,00	2,39	2,58	6,39	72,40
28.08.02	1,50	0,72	0,61	5,62	13,30
05.09.02	1,10	0,74	0,29	6,07	28,90
17.09.02	2,70	0,51	2,04	5,53	25,80
27.09.02	1,55	0,30	0,39	6,03	14,50
04.10.02	2,23	1,44	0,70	5,95	17,90
08.10.02	1,10	0,91	0,17	4,96	7,10
17.10.02	0,53	0,06	0,21	4,99	17,70
23.10.02	0,68	0,28	0,29	5,73	11,20
31.10.02	0,48	0,43	0,25	5,73	15,20
06.11.02	1,22	0,92	0,17	5,59	14,80
13.11.02	1,18	0,28	0,36	6,14	12,60
20.11.02	1,50	1,01	0,42	6,00	17,10
27.11.02	2,59	0,71	0,34	6,17	19,20
04.12.02	1,61	0,32	0,15	5,56	10,00
11.12.02	3,58	1,11	1,61	4,66	31,20
18.12.02	4,03	1,11	2,40	-	23,80
08.01.03	0,54	0,33	0,13	4,38	7,30
15.01.03	1,11	0,54	0,58	4,15	62,10
23.01.03	6,38	1,75	1,72	4,13	33,70
30.01.03	2,65	1,32	0,92	4,76	24,80
06.02.03	2,19	0,31	0,38	3,54	16,40
18.02.03	2,29	0,32	0,35	4,45	18,70
04.03.03	2,75	1,65	1,10	5,92	50,90
13.03.03	2,04	1,00	0,93	5,25	19,20
01.04.03	7,07	2,39	2,16	6,12	72,50
08.04.03	2,41	0,63	0,76	5,64	18,60
16.04.03	2,97	0,84	1,09	6,18	67,90
23.04.03	3,50	1,30	2,18	5,76	37,40

Anlage 31: Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags

Datum	N_t mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹	NH₄-N mg l⁻¹	pH	LF μS cm⁻¹
06.05.03	2,00	0,09	0,90	5,74	24,60
13.05.03	2,56	1,23	1,36	5,95	37,00
20.05.03	2,45	0,63	0,59	5,07	18,90
11.06.03	1,80	0,83	0,96	4,51	13,40
25.06.03	4,75	1,67	1,54	5,24	34,40
01.07.03	2,17	0,56	0,71	6,01	21,30
09.07.03	2,10	0,63	0,57	5,84	19,60
17.07.03	3,01	1,04	1,07	5,62	34,20
08.09.03	2,24	0,74	0,60	5,53	17,70
23.09.03	1,79	0,61	0,30	-	-
08.10.03	1,43	0,41	0,43	5,22	12,40
20.10.03	3,79	0,83	0,33	6,30	37,80
03.11.03	3,48	0,77	1,27	4,88	17,00

(Blatt 3 v. 3)

Anlage 32: Chemische Parameter des Freiflächenniederschlags unterschiedlicher Standorte Deutschlands

	Osterz- gebirge Zimmermann und Zimmermann (2002)	Fichtel- gebirge Thalmann et al. 2002	Seehausen Acker et al. (1998)	Südschwarzwald Armbruster (1998)	Hochharz (Ilsemoor) Eigene Messungen, Ilsemoor (2003)	Hochharz (Ilsemoor) Eigene Messungen, Brockenkuppe (2003)
NH₄-N (mg l⁻¹) S (x _{Min} , x _{Max})	0,6 (0,04 – 3,7)	0,51	0,9	0,3	0,7 (0,1 – 2,4)	1,1 (0 – 3,4)
NO₃-N (mg l⁻¹) S (x _{Min} , x _{Max})	0,5 (0,01 – 3,5)	0,38	0,7	0,2	0,8 (0,1 – 2,4)	1,5 (0 – 7,7)
N_t (mg l⁻¹) S (x _{Min} , x _{Max})	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	2,4 (0,5 – 7,1)	3,9 (0,6 – 19,7)
pH S (x _{Min} , x _{Max})	4,6 (3,7 – 5,4)	5,3	k. A.	k. A.	5,6 (3,5 – 6,3)	5,1 (4,3 – 7,7)
LF (µS cm⁻¹) S (x _{Min} , x _{Max})	21 (2 – 126)	k. A.	k. A.	k. A.	20 (7 – 73)	31 (9 – 104)
N_F (mm)	1260		455	1916	1373	1450

N_F: Freiflächenniederschlag, k. A.: keine Angaben

Anlage 33: N-Depositionsraten verschiedener Standorte Deutschlands

	NH₄-N kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	NO₃-N kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Gesamt-N kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Methode
Fichtelgebirge (Thalmann et al. 2002)	4,9	3,7	8,6*	wet only
Osterzgebirge (Zimmermann et al. 2003)	6,9	5,0	11,9*	wet only
Mittleres Erzgebirge (Zimmermann et al. 2003)	7,7	5,2	12,9*	wet only
Schwarzwald (Armbruster 1998)	4,9	4,6	9,6*	Bulk
Bad Lauchstädt (Russow und Weigel 2000)	k. A.	k. A.	11,0* 36,0	wet only Bulk
Falkenberg (Böhme und Russow 2002)	k. A.	k. A.	6,7	Bulk
Leipzig (Lippold 2002)	k. A.	k. A.	14,4	Passiv-Sammler
Schleswig-Holstein (LAWAKÜ 1995)	k. A.	k. A.	13,0	wet only
Hochharz (Rotes Moor, Müller und Bauche 1998)	9,2	8,6	19,7	Bulk
Hochharz (Ilsemoor, eigene Untersuchungen 2003)	9,5	10,1	28,9	Bulk
Hochharz (Brockenkuppe, eigene Untersuchungen 2003)	10,1	13,6	38,9	Bulk

* Summe aus NH₄-N und NO₃-N, k. A.: keine Angaben

Anlage 34: Chemische Parameter des Stammablaufs

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
12.07.01	3,80	2,38	1,27	4,43	54,20
19.07.01	3,95	0,74	0,71	4,59	36,60
26.07.01	5,92	0,65	2,19	6,18	59,30
08.08.01	6,62	2,89	3,04	5,32	59,00
18.08.01	6,57	0,43	3,58	6,24	58,90
30.08.01	8,01	2,76	3,28	5,18	67,70
06.09.01	1,62	3,42	3,35	4,89	100,70
12.09.01	3,21	0,60	0,65	5,03	30,20
20.09.01	2,01	2,41	0,33	4,26	39,00
24.09.01	2,88	0,81	0,32	4,49	32,30
02.10.01	13,15	1,55	0,61	4,80	33,80
10.10.01	1,09	0,28	0,57	5,38	27,30
01.11.01	8,48	0,83	1,16	5,76	124,60
07.11.01	3,77	2,67	2,86	4,26	162,20
14.11.01	4,23	0,45	0,77	4,42	82,80
22.11.01	2,70	1,56	0,75	4,62	92,70
27.11.01	1,40	0,24	0,69	4,91	48,40
06.12.01	1,73	0,51	0,48	3,91	33,20
13.12.01	7,25	0,58	1,00	4,83	28,90
24.01.02	3,06	0,35	3,48	4,80	138,60
29.01.02	3,94	2,30	0,50	5,22	27,00
05.02.02	2,50	2,72	1,21	5,12	69,70
12.02.02	2,41	2,25	0,19	5,18	19,10
01.03.02	2,66	0,96	0,98	4,43	57,70
06.03.02	2,73	0,40	0,67	5,03	32,50
15.03.02	2,21	0,60	0,59	4,81	31,00
20.03.02	4,74	0,95	0,73	4,40	43,20
27.03.02	3,04	0,53	0,67	4,51	29,30
02.04.02	3,20	1,45	1,76	4,62	64,30
16.04.02	1,73	1,60	1,12	4,85	41,00
23.04.02	2,64	0,72	1,60	5,32	37,00
29.04.02	4,30	0,27	0,70	4,73	29,60
07.05.02	4,72	0,20	0,12	4,41	21,80
15.05.02	3,20	0,75	0,51	4,28	35,40
24.05.02	3,85	5,31	2,27	4,69	71,00
29.05.02	3,39	2,48	0,83	4,85	41,50
11.06.02	4,72	2,71	1,18	4,55	50,50
18.06.02	3,20	3,34	0,88	4,36	62,00
03.07.02	8,00	5,45	1,79	4,47	68,00
08.07.02	6,00	4,43	1,10	4,23	51,90
17.07.02	2,91	1,83	1,06	4,58	30,20

Anlage 34: Chemische Parameter des Stammablaufs

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
19.07.02	1,70	0,85	0,09	4,82	10,80
29.07.02	3,47	2,24	0,51	5,03	31,80
06.08.02	6,00	2,47	3,31	6,44	118,50
13.08.02	2,28	1,67	0,43	4,89	28,30
20.08.02	14,10	2,18	8,80	6,91	110,40
28.08.02	3,39	2,60	1,85	5,50	43,00
05.09.02	6,00	4,27	0,76	5,20	102,10
17.09.02	8,00	4,82	3,40	4,42	92,30
27.09.02	2,28	1,01	0,78	4,89	24,30
08.10.02	3,39	1,23	0,60	5,06	21,00
17.10.02	2,52	1,36	0,82	4,40	43,00
23.10.02	0,95	0,84	0,34	4,79	15,50
31.10.02	1,12	0,43	0,55	4,23	37,90
06.11.02	2,70	2,39	0,29	4,76	51,50
13.11.02	1,76	1,05	0,35	4,84	32,30
20.11.02	2,90	2,61	0,30	4,58	42,10
27.11.02	3,59	1,60	0,45	4,97	36,70
04.12.02	2,14	1,15	0,54	4,79	29,80
11.12.02	-	-	-	-	-
18.12.02	-	-	-	-	-
08.01.03	-	-	-	-	-
15.01.03	1,54	1,17	0,26	4,42	34,50
23.01.03	0,00	0,00	0,00		
30.01.03	4,62	2,48	0,99	4,59	53,60
06.02.03	-	-	-	-	-
18.02.03	-	-	-	-	-
04.03.03	4,21	1,89	1,44	5,55	49,40
13.03.03	4,12	2,95	1,19	4,33	57,60
01.04.03	6,15	3,29	2,33	4,28	68,10
08.04.03	6,15	3,46	2,62	5,08	67,10
16.04.03	4,98	2,60	2,01	4,64	59,80
23.04.03	9,36	5,05	3,69	3,96	112,30
06.05.03	4,69	2,98	1,71	4,44	71,00
13.05.03	5,86	5,66	-	4,17	110,90
20.05.03	6,30	4,22	2,05	3,91	76,00
11.06.03	6,65	3,29	2,85	4,28	55,10
25.06.03	12,61	6,81	2,50	4,99	119,20
01.07.03	11,83	8,84	2,11	4,93	130,70
09.07.03	11,78	5,32	5,58	4,36	81,90
17.07.03	3,91	3,03	-	6,37	142,70
08.09.03	22,22	12,49	9,73	4,77	125,20

Anlage 34: Chemische Parameter des Stammablaufs

Datum	N_t mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹	NH₄-N mg l⁻¹	pH	LF μS cm⁻¹
23.09.03	7,83	3,73	3,54	-	-
08.10.03	7,57	3,27	3,42	4,33	61,50
20.10.03	3,44	0,45	1,84	4,74	60,50
03.11.03	10,75	3,83	3,57	4,16	116,40

(Blatt 3 v. 3)

Anlage 35: Chemische Parameter des Kronendurchlaufs

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
05.07.01	2,98	0,60	0,37	6,28	60,20
12.07.01	2,98	0,96	1,09	5,04	33,00
19.07.01	1,38	0,35	0,49	4,50	19,90
26.07.01	2,99	0,55	1,02	5,60	41,30
01.08.01	5,05	0,87	2,16	5,61	47,70
08.08.01	4,33	0,94	1,91	5,13	41,00
18.08.01	2,32	0,23	1,20	5,85	24,60
22.08.01	4,58	0,87	2,17	5,36	43,40
30.08.01	5,35	1,85	2,57	5,25	48,80
06.09.01	4,58	0,96	1,84	4,93	66,30
12.09.01	0,47	0,17	0,20	5,58	15,60
20.09.01	1,46	1,13	0,11	5,11	22,30
24.09.01	0,78	0,30	0,09	4,50	20,30
02.10.01	1,84	0,55	0,42	4,72	26,80
10.10.01	1,32	0,34	0,34	4,60	17,20
24.10.01	3,39	1,75	1,35	5,50	69,20
01.11.01	2,11	0,42	0,98	4,67	49,30
07.11.01	5,04	1,27	1,95	4,29	118,50
14.11.01	5,02	0,86	2,13	4,40	78,70
22.11.01	2,18	0,50	0,77	5,02	40,00
27.11.01	1,40	0,14	0,45	5,11	37,40
06.12.01	1,64	0,42	0,51	4,41	30,20
13.12.01	1,20	0,30	0,84	4,00	24,80
18.01.02	4,65	1,65	2,38	5,84	63,20
24.01.02	1,93	0,00	1,25	4,90	47,30
29.01.02	3,40	2,20	0,44	5,20	22,30
05.02.02	3,62	2,30	1,19	4,92	62,40
12.02.02	3,40	2,57	0,51	5,01	23,90
20.02.02	0,89	0,37	0,47	5,42	24,20
01.03.02	1,52	0,55	0,48	4,80	26,80
06.03.02	3,07	0,10	0,17	5,44	12,20
15.03.02	3,02	0,41	0,92	4,64	36,40
20.03.02	3,46	1,08	1,23	4,53	37,80
27.03.02	2,67	0,58	1,39	4,43	33,40
16.04.02	4,52	1,70	2,09	4,92	37,90
23.04.02	4,89	2,40	1,10	4,62	44,90
29.04.02	2,31	0,66	0,84	4,80	25,60
07.05.02	3,07	0,40	0,26	4,86	19,20
15.05.02	2,45	0,74	0,57	4,63	29,40
24.05.02	7,50	4,39	2,46	4,57	60,40
29.05.02	4,75	2,28	1,21	5,03	39,30

Anlage 35: Chemische Parameter des Kronendurchlaufs

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
11.06.02	6,00	3,38	1,73	4,67	46,90
18.06.02	3,25	1,41	0,38	4,45	32,70
25.06.02	6,00	3,34	1,24	5,86	68,60
03.07.02	5,00	3,46	0,98	4,23	68,40
08.07.02	1,82	1,29	0,26	4,22	53,00
17.07.02	1,20	0,79	0,31	4,75	34,50
19.07.02	1,50	0,44	0,09	4,99	6,40
29.07.02	3,07	1,72	0,40	5,22	36,00
06.08.02	6,00	3,00	2,57	6,38	76,60
13.08.02	1,65	0,91	0,50	5,19	19,50
20.08.02	7,94	4,37	2,58	4,65	90,20
28.08.02	4,00	2,08	1,37	5,17	32,00
05.09.02	6,00	4,72	0,88	5,57	109,00
10.09.02	3,07	1,43	1,12	6,14	129,30
17.09.02	10,00	5,84	4,09	4,32	108,60
27.09.02	2,97	0,96	1,09	5,03	27,50
04.10.02	4,00	2,64	0,86	4,21	41,90
08.10.02	3,07	1,24	0,77	4,91	24,80
17.10.02	3,00	1,35	1,25	4,36	38,00
23.10.02	2,48	1,53	0,95	4,42	33,40
31.10.02	1,10	0,93	0,46	4,72	26,20
06.11.02	1,90	1,58	0,31	4,81	37,80
13.11.02	2,00	1,21	0,55	4,69	25,30
20.11.02	2,41	1,94	0,46	4,81	28,70
27.11.02	5,40	2,55	0,96	4,46	50,70
04.12.02	2,77	1,72	0,47	4,39	32,90
11.12.02	-	-	-	-	-
18.12.02	-	-	-	-	-
08.01.03	1,48	0,96	0,52	4,63	25,00
15.01.03	3,04	1,47	1,17	3,76	57,30
23.01.03	5,25	3,54	1,45	3,51	170,40
30.01.03	3,75	1,71	1,13	4,61	40,50
06.02.03	2,48	0,46	0,53	3,36	22,70
18.02.03	6,47	0,33	1,58	5,00	63,00
04.03.03	-	-	-	-	-
13.03.03	4,50	2,47	2,03	4,93	54,60
01.04.03	-	-	-	-	-
08.04.03	7,31	3,56	3,75	5,37	66,40
16.04.03	6,92	2,62	2,91	-	-
23.04.03	10,39	4,48	3,99	4,12	105,20
06.05.03	5,86	2,65	3,21	5,13	57,00

Anlage 35: Chemische Parameter des Kronendurchlaufs

Datum	N_t mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹	NH₄-N mg l⁻¹	pH	LF μS cm⁻¹
13.05.03	8,07	6,80	1,28	4,92	102,40
20.05.03	6,28	3,65	2,74	4,11	59,10
11.06.03	6,91	3,53	2,99	4,57	52,10
25.06.03	9,75	5,75	3,32	5,28	82,90
01.07.03	11,90	8,64	2,36	4,93	110,70
09.07.03	11,41	5,40	5,11	4,49	77,20
17.07.03	7,43	3,07	3,46	5,65	86,10
19.08.03	-	-	-	-	-
08.09.03	19,06	10,77	7,39	4,61	94,50
23.09.03	4,47	1,94	1,99	-	-
08.10.03	5,90	3,15	2,71	4,23	50,70
20.10.03	2,05	0,00	1,47	4,55	67,40
03.11.03	8,94	4,24	2,52	4,14	99,50

(Blatt 3 v. 3)

Anlage 36: Chemische Parameter des Nebels

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹
02.04.02	6,32	4,12	2,05	6,01	101,20
16.04.02	6,32	4,12	2,05	6,01	101,20
29.04.02	6,32	4,12	2,05	6,01	101,20
07.05.02	10,00	6,23	3,91	6,66	150,00
15.05.02	10,00	6,23	3,91	6,66	150,00
11.06.02	10,00	6,23	3,91	6,66	150,00
18.06.02	10,00	6,23	3,91	6,66	150,00
03.07.02	17,35	8,77	3,56	7,11	197,70
08.07.02	17,35	8,77	3,56	7,11	197,70
17.07.02	17,35	8,77	3,56	7,11	197,70
19.07.02	3,54	1,77	1,12	6,47	40,50
06.08.02	10,03	6,83	2,92	6,23	110,60
13.08.02	10,03	6,83	2,92	6,23	110,60
28.08.02	10,03	6,83	2,92	6,23	110,60
05.09.02	10,03	6,83	2,92	6,23	110,60
04.10.02	10,19	4,95	2,95	5,62	97,80
08.10.02	10,19	4,95	2,95	5,62	97,80
23.10.02	10,19	4,95	2,95	5,62	97,80
31.10.02	2,70	1,67	1,09	6,17	48,60
13.11.02	5,44	2,14	1,07	5,38	46,30
27.11.02	14,86	9,49	2,82	4,72	152,30
04.12.02	7,33	3,52	1,58	4,30	79,00
15.01.03	5,55	3,04	1,54	4,31	66,67
04.03.03	6,10	3,69	1,65	3,87	74,40
16.04.03	5,70	3,25	2,44	4,63	83,80
11.06.03	15,82	10,67	2,91	5,31	16,70
23.09.03	11,52	6,45	3,05	-	-
08.10.03	18,49	8,11	3,66	5,04	116,20
20.10.03	12,31	3,05	1,47	5,59	165,00
03.11.03	13,54	6,28	2,95	5,46	142,10

Anlage 37: Durchschnittliche NH₄- und NO₃-N-Gehalte sowie Standardabweichungen des Wolkenwassers bei Ereignissen unterschiedlicher Luftmassencharakteristik (aus: Möller et al. 1996)

Windrichtung und Herkunft	Luftmassencharakteristik	NH₄-N mg l⁻¹	NO₃-N mg l⁻¹
Osten stark industriell geprägte Gebiete (Böhmen)	extrem verschmutzt	22,3 (± 7,5)	14,5 (± 5,3)
Hauptwindrichtung (270°) industriell geprägte Gebiete	mäßig verschmutzt	12,6 (± 10,7)	7,9 (± 4,6)
Westen	maritimer Einfluss	11,9 (± 6,8)	6,4 (± 3,1)
Süd-West	schwach verschmutzt	2,1 (± 2,3)	1,5 (± 1,0)

Anlage 38: Chemische Parameter des Hangwasserzuflusses

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
14.03.01	1,15	0,50	0,01	3,65	64,50	9,21
20.03.01	-	0,77	0,00	5,02	43,10	-
27.03.01	0,75	0,32	0,03	4,12	37,40	7,86
05.04.01	0,86	0,81	0,03	4,65	40,80	7,94
26.04.01	1,01	0,77	0,00	4,13	38,30	10,57
30.04.01	0,80	0,77	0,00	4,19	40,60	11,12
16.05.01	0,32	0,19	0,00	4,32	39,60	9,17
21.05.01	0,23	0,20	0,01	4,13	37,00	9,01
29.05.01	0,57	0,40	0,03	4,89	41,00	9,13
07.06.01	0,91	0,75	0,01	4,21	42,30	13,81
21.06.01	0,48	0,08	0,00	4,84	37,30	11,79
28.06.01	0,39	0,01	0,01	4,80	44,90	12,69
05.07.01	1,29	0,22	0,04	4,88	36,70	12,99
12.07.01	0,38	0,22	0,01	4,46	32,00	9,66
19.07.01	0,55	0,50	0,01	4,15	30,90	16,88
26.07.01	0,58	0,51	0,00	4,63	35,40	15,26
01.08.01	0,36	0,30	0,01	4,43	35,60	15,25
08.08.01	0,89	0,66	0,01	4,20	32,60	19,44
22.08.01	0,72	0,54	0,03	4,74	35,90	17,31
30.08.01	0,53	0,27	0,05	4,80	35,60	16,94
06.09.01	0,43	0,30	0,04	4,62	31,80	17,29
12.09.01	0,80	0,73	0,07	4,69	31,00	26,57
20.09.01	0,33	0,32	0,00	4,09	31,20	24,67
24.09.01	0,62	0,48	0,00	4,22	32,80	20,29
02.10.01	0,40	0,09	0,01	4,06	24,70	8,49
10.10.01	-	0,10	0,00	4,46	35,60	7,26
17.10.01	0,40	0,06	0,00	4,68	32,70	7,71
24.10.01	0,24	0,16	0,00	4,06	34,90	7,21
01.11.01	0,33	0,03	0,03	4,60	35,30	6,99
07.11.01	0,65	0,29	0,00	4,74	36,20	8,20
14.11.01	0,42	0,39	0,03	4,24	40,00	7,05
22.11.01	0,92	0,60	0,03	4,51	47,00	7,90
27.11.01	1,03	0,69	0,00	4,30	42,70	7,88
06.12.01	1,53	0,82	0,07	3,51	54,40	20,79
13.12.01	0,35	0,13	0,01	3,73	45,60	9,31
18.12.01	0,69	0,08	0,03	4,20	41,30	10,70
09.01.02	1,10	0,98	0,01	4,70	44,70	6,60
18.01.02	0,87	0,77	0,03	4,52	46,60	7,62
24.01.02	1,23	0,00	0,07	4,68	42,50	9,25
29.01.02	1,38	0,87	0,02	4,48	35,80	12,44
12.02.02	0,43	0,40	0,01	4,19	29,80	16,15

Anlage 38: Chemische Parameter des Hangwasserzuflusses

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
20.02.02	0,90	0,84	0,08	4,13	39,70	8,64
01.03.02	0,27	0,25	0,01	4,12	35,90	11,95
06.03.02	0,62	0,40	0,01	4,21	36,20	10,28
15.03.02	0,94	0,32	0,02	4,69	32,50	-
20.03.02	1,81	0,82	0,02	4,39	31,30	-
27.03.02	0,98	0,81	0,03	3,93	34,30	-
02.04.02	1,49	0,94	0,03	4,61	33,10	-
08.04.02	1,63	1,43	0,02	4,97	40,90	-
16.04.02	1,87	1,41	0,02	4,61	40,50	-
23.04.02	1,42	0,76	0,05	5,03	46,30	-
07.05.02	0,98	0,37	0,01	4,46	31,80	-
15.05.02	1,31	0,43	0,04	4,28	32,80	-
24.05.02	0,63	0,62	0,01	4,12	34,70	-
29.05.02	0,90	0,21	0,00	4,59	32,50	-
04.06.02	0,90	0,46	0,00	4,52	40,20	-
11.06.02	1,15	0,53	0,05	4,42	33,70	-
18.06.02	1,12	0,70	0,08	4,62	35,60	-
25.06.02	0,90	0,20	0,05	4,66	34,00	-
08.07.02	1,04	0,14	0,04	4,61	33,20	-
17.07.02	1,40	1,33	0,02	4,19	30,30	-
19.07.02	1,40	1,37	0,00	4,72	24,00	26,13
29.07.02	1,39	0,90	0,03	4,32	29,40	19,02
06.08.02	1,84	0,29	0,00	4,65	29,30	17,61
20.08.02	0,34	0,16	0,00	4,38	28,40	-
28.08.02	0,90	0,76	0,03	4,53	40,00	-
05.09.02	0,90	0,76	0,00	4,65	57,50	-
10.09.02	0,54	0,46	0,05	4,07	33,60	-
17.09.02	0,90	0,77	0,03	4,60	15,90	-
27.09.02	1,90	1,88	0,04	4,50	31,00	18,76
04.10.02	0,88	0,43	0,01	4,47	27,30	-
08.10.02	0,90	0,02	0,02	4,17	31,00	-
17.10.02	0,90	0,37	0,02	4,34	30,80	-
23.10.02	1,20	1,11	0,04	4,13	29,40	-
31.10.02	0,51	0,72	0,06	3,97	31,30	-
06.11.02	0,52	0,44	0,01	4,25	31,40	-
13.11.02	1,00	0,91	0,05	4,55	32,80	-
20.11.02	1,40	1,32	0,05	4,48	30,80	-
27.11.02	0,50	0,41	0,02	4,70	32,00	-
04.12.02	1,45	1,37	0,00	4,52	32,90	-
11.12.02	1,37	0,75	0,05	4,43	37,20	-
18.12.02	0,98	0,55	0,06	4,43	38,00	-

Anlage 38: Chemische Parameter des Hangwasserzufflusses

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
08.01.03	0,49	0,00	0,06	5,20	36,00	-
15.01.03	1,33	1,08	0,08	3,98	41,80	-
23.01.03	0,83	0,65	0,25	3,99	36,30	-
30.01.03	2,85	1,23	0,18	3,66	46,30	8,01
06.02.03	2,05	1,44	0,07	3,59	38,20	6,89
18.02.03						-
25.02.03						-
04.03.03	1,61	0,90	0,13	4,34	42,40	-
13.03.03	2,50	1,92	0,53	4,26	36,20	10,51
18.03.03	1,78	1,21	0,00	3,79	41,30	-
25.03.03	1,41	0,84	0,00	3,54	41,50	-
01.04.03	2,56	1,21	0,03	3,45	34,60	9,50
08.04.03	1,31	1,15	0,05	4,32	40,50	8,05
16.04.03	1,97	1,02	0,00	3,65	42,35	8,86
23.04.03	2,25	1,66	0,04	3,48	58,85	8,92
06.05.03	1,49	0,09	0,00	3,96	35,35	7,49
13.05.03	1,26	0,37	0,04	4,04	32,65	8,63
20.05.03	1,14	0,64	0,05	3,85	32,40	9,79
11.06.03	1,14	0,57	0,02	3,37	33,25	11,59
25.06.03	1,04	0,23	0,02	4,91	32,05	11,14
01.07.03	0,96	0,37	0,02	4,13	31,41	-
09.07.03	0,96	0,34	0,05	4,42	32,60	-
17.07.03	0,93	0,33	0,03	4,14	31,00	-
19.08.03	3,16	2,54	0,05	4,35	33,95	-
08.09.03	1,29	0,69	0,04	4,21	37,00	-
23.09.03	1,55	0,78	0,08			12,83
08.10.03	1,60	0,99	0,04	3,97	38,75	16,54
20.10.03	1,05	0,00	0,03	4,39	37,40	10,05
03.11.03	2,89	1,13	0,09	4,48	43,70	12,40

(Blatt 3 v. 3)

Anlage 39: Hydrochemische Kenngrößen kleinster Fließgewässer in Berg-Fichtenwäldern im Hochharz und oberem Westerzgebirge

	pH	LF ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	NO ₃ -N (mg l ⁻¹)
Nationalpark Hochharz - Ilsemoor 2002/2003 (Eigene Untersuchungen)	4,3 ± 0,3*	36 ± 5,7*	0,6 ± 0,4*
Nationalpark Hochharz - Ilsequelle 2002/2003 (Eigene Untersuchungen)	4,5 ± 0,4 ¹	35 ± 7 ¹	0,7 ± 0,5 ¹
Nationalpark Hochharz - Ilse 2002/2003 (Eigene Untersuchungen)	4,8 ± 0,5 ¹	40 ± 5 ¹	0,7 ± 0,5 ¹
Oberes Westerzgebirge - 18 Fließgewässer im Naturschutzgebiet Großer Kranichsee und Schneehübelgebiet 1990 (Stöcker 1992)	3,3 ± 0,16 ¹	110 ± 13 ¹	1,6 ± 0,5 ¹
Oberes Westerzgebirge (Große Pyra) 1996 (Krüger et al. 1997)	4,21 ± 0,3 ¹	97 ± 10,4 ¹	1,2 ± 0,2 ¹
Nationalpark Hochharz – 12 Fließgewässer am Brockenosthang 1990 (Stöcker 1992)	3,6 ± 0,27 ¹	83 ± 5 ¹	1,2 ± 0,3 ¹

¹ Mittelwerte und Standardabweichungen, * Mittelwert der Cluster und mittlere Standardabweichung der Cluster

Anlage 40: Chemische Parameter der Ilsequelle

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
16.05.01	0,20	0,18	0,03	5,63	34,30	15,46
21.05.01	1,70	1,66	0,01	4,46	38,00	16,73
29.05.01	2,30	2,29	0,00	4,51	32,00	17,84
07.06.01	1,80	1,78	0,03	4,85	36,10	15,91
14.06.01	0,96	0,91	0,03	4,50	42,30	16,29
21.06.01	0,40	0,14	0,00	4,96	33,10	19,34
28.06.01	0,43	0,07	0,01	4,93	59,90	22,26
05.07.01	0,70	0,59	0,03	5,07	33,20	27,61
12.07.01	0,65	0,58	0,02	4,41	29,00	35,33
19.07.01	1,13	1,13	0,00	4,31	29,00	24,12
26.07.01	0,68	0,59	0,03	4,76	32,60	28,52
01.08.01	0,55	0,30	0,05	4,75	34,50	32,88
08.08.01	0,80	0,72	0,01	4,84	33,80	22,24
18.08.01	0,64	0,33	0,00	4,61	37,10	31,20
22.08.01	0,90	0,90	0,00	4,84	34,90	34,08
30.08.01	0,70	0,42	0,03	5,16	33,40	28,93
06.09.01	0,80	0,72	0,05	4,72	32,10	22,85
20.09.01	1,12	0,29	0,00	4,28	30,40	17,01
24.09.01	1,80	0,66	0,00	4,42	34,90	16,01
02.10.01	0,23	0,22	0,01	4,13	32,60	8,29
17.10.01	0,17	0,02	0,17	4,39	36,00	8,48
24.10.01	0,44	0,43	0,01	4,21	35,40	8,17
01.11.01	0,06	0,04	0,01	4,30	36,00	8,45
07.11.01	0,33	0,33	0,00	4,43	39,40	8,06
14.11.01	0,25	0,16	0,01	4,45	38,60	7,05
22.11.01	0,40	0,36	0,03	4,74	41,60	6,93
27.11.01	0,47	0,20	0,00	4,69	43,60	7,62
06.12.01	0,85	0,53	0,01	3,36	36,00	8,93
13.12.01	0,25	0,23	0,03	3,86	45,70	9,22
18.12.01	0,12	0,11	0,01	4,04	47,30	8,15
24.01.02	0,63	0,00	0,07	4,82	42,30	5,30
29.01.02	1,43	1,41	0,01	4,33	38,30	11,31
05.02.02	2,65	2,64	0,01	4,81	37,60	9,74
12.02.02	2,67	2,67	0,00	4,42	32,30	13,15
20.02.02	-	1,95	0,10	4,23	47,40	-
06.03.02	0,45	0,44	0,02	4,35	41,90	9,68
15.03.02	1,42	0,50	0,09	4,71	41,00	-
20.03.02	1,44	1,43	0,09	4,74	34,30	-
27.03.02	1,31	1,15	0,03	4,10	35,60	-
02.04.02	1,28	1,06	0,03	4,07	34,10	-
08.04.02	1,32	1,30	0,01	4,82	38,20	-

(Blatt 1 v. 3)

Anlage 40: Chemische Parameter der Ilsequelle

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
16.04.02	1,33	1,14	0,01	4,37	40,50	-
23.04.02	1,21	0,28	0,01	4,49	33,80	-
29.04.02	0,74	0,48	0,03	4,84	37,70	-
07.05.02	-	0,35	0,02	4,81	32,90	-
15.05.02	1,25	0,34	0,03	4,12	31,20	-
24.05.02	0,52	0,52	0,01	4,84	28,40	-
29.05.02	-	0,80	0,00	4,48	27,00	-
04.06.02	-	0,78	0,00	4,50	31,60	-
11.06.02	1,31	0,88	0,05	4,78	30,30	-
18.06.02	1,37	1,25	0,08	4,95	28,60	-
25.06.02	-	1,27	0,06	4,92	28,40	-
03.07.02	-	0,83	0,04	4,46	62,10	-
08.07.02	-	1,02	0,02	4,63	32,70	-
17.07.02	1,48	0,80	0,03	4,72	24,40	12,24
19.07.02	1,34	1,30	0,04	4,47	22,90	25,18
29.07.02	1,51	0,76	0,01	4,63	26,30	24,10
06.08.02	2,11	0,77	0,01	4,98	27,40	31,73
13.08.02	1,10	1,01	0,00	4,90	29,40	-
20.08.02	0,42	0,36	0,00	4,61	25,40	-
28.08.02	-	1,60	0,02	4,84	32,40	-
05.09.02	-	0,22	0,00	5,39	45,30	-
10.09.02	1,00	0,99	0,05	4,41	28,30	-
17.09.02	-	0,59	0,04	5,21	46,30	-
27.09.02	1,15	0,51	0,03	4,84	29,60	15,75
04.10.02	-	0,34	0,07	4,63	30,50	-
08.10.02	-	0,35	0,02	4,39	30,20	-
23.10.02	0,47	0,46	0,04	4,50	27,30	-
31.10.02	1,10	1,10	0,06	4,76	31,00	-
06.11.02	1,32	0,91	0,02	4,56	33,00	-
13.11.02	-	0,81	0,04	4,88	32,50	-
20.11.02	0,96	0,89	0,05	4,80	33,20	-
27.11.02	0,50	0,44	0,06	5,01	35,20	-
04.12.02	1,05	0,55	0,01	4,90	31,90	-
23.01.03	1,03	0,66	0,32	4,18	41,30	-
30.01.03	2,13	0,68	0,05	3,42	43,90	8,13
06.02.03	2,05	0,40	0,01	3,42	42,40	7,81
18.02.03	1,45	1,25	0,05	4,24	44,50	8,84
25.02.03	-	0,31	0,26	5,60	45,60	-
04.03.03	-	0,69	0,06	4,30	41,40	-
13.03.03	1,58	1,17	0,43	4,71	33,40	11,01
18.03.03	-	0,78	0,06	4,03	37,10	-

(Blatt 2 v. 3)

Anlage 40: Chemische Parameter der Ilsequelle

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
25.03.03	-	0,54	0,03	3,62	38,60	-
01.04.03	-	0,83	0,04	3,54	32,60	-
16.04.03	1,75	0,71	0,00	4,02	35,80	8,69
23.04.03	1,48	0,96	0,02	3,46	40,50	12,29
06.05.03	2,90	0,00	0,00	4,31	31,40	-
13.05.03	1,13	0,38	0,03	4,26	31,00	15,11
20.05.03	-	0,48	0,00	3,68	22,10	-
11.06.03	1,28	0,97	0,02	3,69	38,10	26,19
25.06.03	1,10	0,87	0,02	4,99	28,40	27,83
01.07.03	-	0,92	0,02	4,67	34,30	-
09.07.03	-	0,64	0,03	4,52	27,10	-
17.07.03	-	0,88	0,01	4,37	26,80	-
19.08.03	-	1,10	0,03	4,29	43,90	-
08.09.03	-	0,52	0,05	4,43	41,70	-
23.09.03	-	0,84	0,12	-	-	-
08.10.03	-	0,67	0,07	4,25	36,80	-
20.10.03	-	0,00	0,07	4,85	39,80	-

(Blatt 3 v. 3)

Anlage 41: Chemische Parameter der Ilse

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
20.12.00	0,40	0,03	0,00	5,98	38,50	-
24.01.01	0,60	0,06	0,02	4,83	43,70	-
29.01.01	0,30	0,02	0,07	5,00	44,30	-
13.02.01	0,60	0,54	0,00	4,26	39,00	8,68
21.02.01	-	0,06	0,05	4,77	50,90	-
28.02.01	0,91	0,08	0,03	4,86	48,40	-
07.03.01	0,99	0,41	0,03	5,53	49,30	9,13
14.03.01	1,10	1,09	0,01	3,97	63,00	9,13
20.03.01	-	1,11	0,00	4,64	53,50	-
27.03.01	1,07	0,54	0,01	4,40	47,80	8,16
05.04.01	1,24	0,72	0,01	4,27	41,70	9,54
26.04.01	1,04	0,93	0,00	4,30	41,10	11,38
30.04.01	0,85	0,58	0,00	4,58	43,70	10,11
16.05.01	0,55	0,53	0,00	5,55	43,30	6,25
21.05.01	0,80	0,69	0,01	4,69	41,80	7,44
29.05.01	1,75	1,75	0,00	5,36	44,00	8,45
07.06.01	0,72	0,72	0,01	4,55	35,90	14,28
14.06.01	0,88	0,88	0,00	4,77	45,60	9,58
21.06.01	0,31	0,31	0,00	5,21	49,10	10,17
28.06.01	0,53	0,53	0,00	5,48	41,00	7,60
05.07.01	0,50	0,30	0,05	5,89	45,20	13,41
12.07.01	0,40	0,40	0,00	4,74	35,00	21,63
19.07.01	0,42	0,22	0,01	4,81	35,40	15,88
26.07.01	0,43	0,42	0,00	5,05	38,70	11,96
01.08.01	0,79	0,15	0,01	5,25	40,30	12,17
08.08.01	0,59	0,25	0,00	4,85	36,60	22,95
18.08.01	0,49	0,18	0,00	5,32	41,10	8,43
22.08.01	0,91	0,05	0,00	5,48	41,50	14,79
30.08.01	0,56	0,21	0,11	5,64	40,10	14,09
06.09.01	0,47	0,15	0,03	5,27	37,80	17,58
12.09.01	0,58	0,42	0,01	4,23	49,50	27,44
20.09.01	0,77	0,77	0,00	4,30	36,30	21,67
24.09.01	0,41	0,41	0,00	4,46	36,70	18,46
02.10.01	0,36	0,36	0,05	4,10	36,10	10,31
10.10.01	0,42	0,15	0,00	4,46	40,80	6,50
17.10.01	0,31	0,21	0,00	4,60	45,80	6,42
24.10.01	0,40	0,22	0,15	4,79	41,00	6,73
01.11.01	0,14	0,13	0,03	5,22	41,70	7,40
07.11.01	0,25	0,09	0,00	4,84	38,10	9,63
14.11.01	0,74	0,15	0,20	4,67	39,70	9,37
22.11.01	0,46	0,26	0,09	4,67	40,10	8,37

(Blatt 1 v. 3)

Anlage 41: Chemische Parameter der Ilse

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
27.11.01	0,89	0,39	0,00	4,44	46,00	9,18
06.12.01	1,63	0,60	0,05	3,63	48,50	17,14
13.12.01	1,00	0,90	0,03	4,16	49,70	8,66
18.12.01	0,67	0,26	0,00	4,25	48,40	7,07
09.01.02	-	0,27	0,00	5,38	49,50	6,24
18.01.02	-	0,55	0,02	4,88	45,30	6,49
24.01.02	-	0,00	0,05	4,32	46,30	11,84
29.01.02	-	1,28	0,05	4,16	45,00	0,50
05.02.02	-	0,79	0,00	4,25	41,20	12,39
12.02.02	-	1,05	0,02	4,17	34,70	16,55
20.02.02	0,41	0,29	0,01	4,51	45,20	7,31
01.03.02	0,33	0,60	0,04	4,16	41,30	11,86
06.03.02	-	0,14	0,01	4,48	42,30	-
15.03.02	1,26	0,51	0,04	4,82	39,40	-
20.03.02	2,09	1,41	0,01	4,05	38,50	-
27.03.02	1,29	0,30	0,05	4,64	59,90	-
02.04.02	1,85	0,48	0,01	4,68	40,40	-
08.04.02	2,05	1,70	0,01	5,12	43,90	-
16.04.02	1,44	1,24	0,01	4,42	43,90	-
23.04.02	1,43	0,70	0,01	4,68	38,80	-
29.04.02	-	0,74	0,03	4,56	34,40	-
07.05.02	0,96	0,80	0,02	4,61	39,50	-
15.05.02	1,24	0,63	0,02	4,46	35,70	-
24.05.02	1,75	0,86	0,02	5,17	40,30	8,61
29.05.02	1,98	0,92	0,00	4,73	39,90	-
04.06.02	-	0,90	0,00	4,74	41,40	-
11.06.02	1,39	1,11	0,01	4,69	39,60	-
18.06.02	1,20	1,19	0,03	4,89	39,90	-
25.06.02	-	0,78	0,04	5,48	39,60	-
03.07.02	-	1,53	0,03	4,87	31,00	-
08.07.02	-	0,71	0,02	5,25	34,80	-
17.07.02	1,70	1,67	0,04	4,40	32,80	33,74
19.07.02	1,82	1,82	0,00	4,37	23,20	28,05
29.07.02	2,45	1,27	0,02	4,87	33,00	15,80
06.08.02	2,18	0,71	0,00	5,35	39,70	16,96
13.08.02	0,52	1,12	0,00	4,37	28,60	-
20.08.02	1,51	1,04	0,01	4,90	36,40	-
28.08.02	-	1,32	0,04	6,04	37,40	-
05.09.02	-	0,53	0,00	5,30	38,00	-
10.09.02	-	0,66	0,18	5,44	41,60	-
17.09.02	-	0,71	0,04	5,44	37,20	-

(Blatt 2 v. 3)

Anlage 41: Chemische Parameter der Ilse

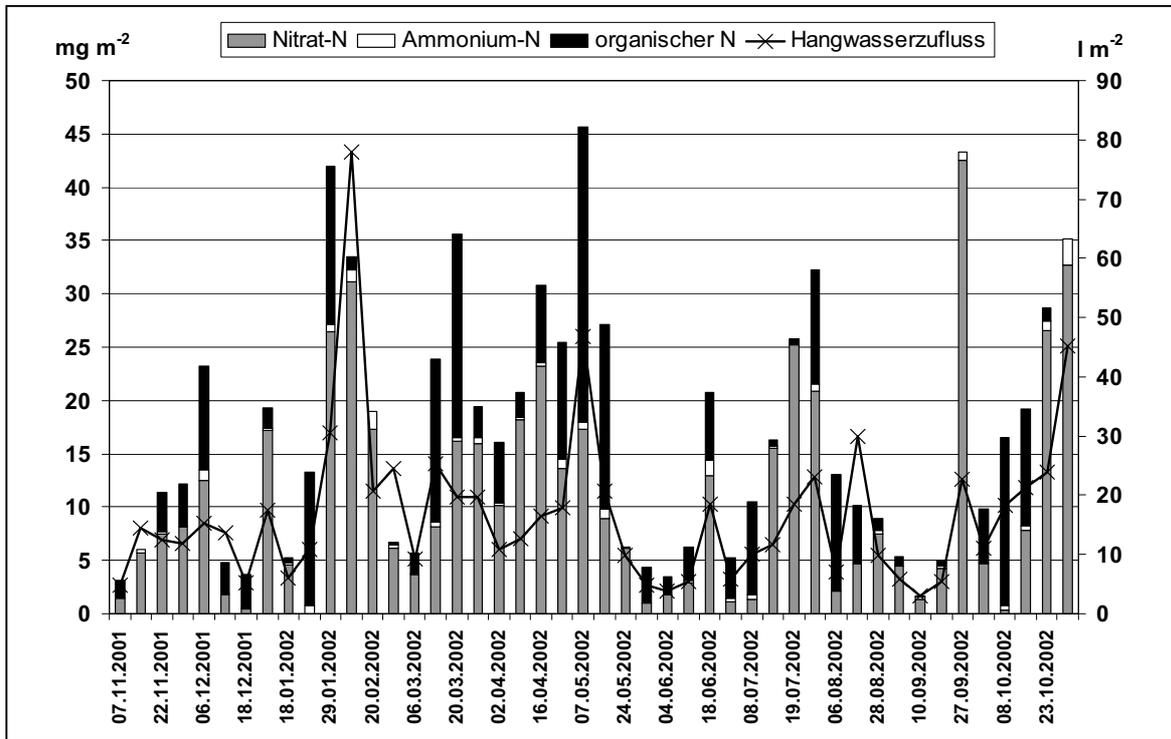
Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	TOC mg l ⁻¹
27.09.02	2,04	1,04	0,02	4,46	36,20	20,13
04.10.02	0,90	0,93	0,05	5,38	29,40	-
08.10.02	1,16	0,94	0,17	4,38	34,40	-
17.10.02	0,41	0,44	0,03	4,57	33,20	-
23.10.02	0,73	0,71	0,02	4,24	31,04	-
31.10.02	0,43	1,20	0,01	4,34	40,00	-
06.11.02	1,16	1,76	0,00	4,48	39,50	-
13.11.02	-	1,06	0,05	4,59	32,40	-
20.11.02	0,75	1,09	0,07	4,84	38,10	-
27.11.02	2,88	0,93	0,04	5,07	38,90	-
04.12.02	1,75	1,28	0,00	4,48	36,40	-
11.12.02	-	1,29	0,05	4,79	43,70	-
18.12.02	1,73	1,32	0,06		50,70	-
15.01.03	1,37	1,32	0,05	4,16	36,30	-
23.01.03	1,46	1,12	0,30	4,18	44,60	-
30.01.03	2,21	1,44	0,06	4,29	39,70	8,47
06.02.03	2,38	0,00	0,16	4,67	42,70	6,36
18.02.03	2,40	0,10	0,00	4,49	42,30	6,68
25.02.03	2,09	0,84	0,33	5,39	51,10	6,62
04.03.03	1,58	1,26	0,06	4,80	39,40	8,10
13.03.03	2,37	1,97	0,17	4,42	37,30	12,01
18.03.03	-	1,30	0,00	4,37	39,80	-
25.03.03	-	0,90	0,09	4,48	40,70	-
01.04.03	2,71	1,38	0,03	4,29	39,50	8,64
08.04.03	2,39	1,24	0,03	5,23	40,50	11,97
16.04.03	1,63	1,00	0,00	4,08	41,50	9,15
23.04.03	2,18	1,61	0,02	4,12	41,40	8,15
06.05.03	-	0,26	0,00	4,47	38,40	6,80
13.05.03	-	0,76	0,03	5,02	42,40	7,46
20.05.03	1,65	0,86	0,03	4,05	37,00	12,31
11.06.03	-	0,91	0,01	4,41	34,20	-
25.06.03	1,45	0,95	0,02	5,46	41,20	9,37
01.07.03	-	0,60	0,04	5,38	37,00	-
09.07.03	-	0,61	0,03	5,23	38,70	-
17.07.03	-	0,61	0,00	5,37	39,90	-
19.08.03	-	0,76	0,07	5,62	43,70	-
08.09.03	-	0,97	0,03	5,17	46,50	-
23.09.03	1,55	0,93	0,10	-	-	11,07
08.10.03	-	1,15	0,04	3,92	44,20	-
20.10.03	-	0,00	0,06	-	-	-

Anlage 42: Organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und elektrische Leitfähigkeiten der Fließgewässer unterschiedlicher Einzugsgebiete

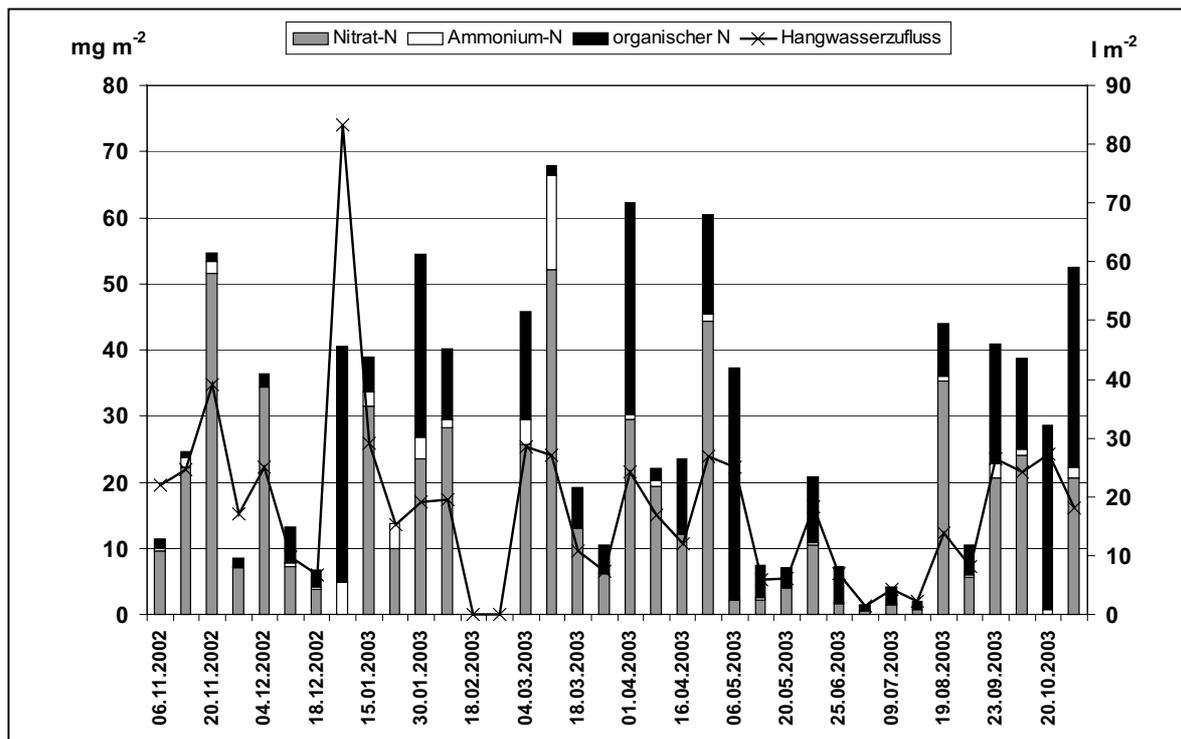
Untersuchungsstandort	TOC¹ (mg l⁻¹)	LF¹ (µS cm⁻¹)
Hochharz		
Königsbach (Einzugsgebiet Typ 1) [*]	8,34 – 9,72	45,5
Oberes Schlufwasser (Einzugsgebiet Typ 2) [*]	7,01 – 8,27	63,5
Schneelochwasser (Einzugsgebiet Typ 3) [*]	4,03 – 5,09	139,5
Hochharz		
Hangwasserzufluss Ilsemoor (eigene Untersuchungen)	10,1 2,1 – 27	36,0 16 – 59
Ilsequelle (eigene Untersuchungen)	17 5,3 – 35	35 22 – 62
Ilse (eigene Untersuchungen)	12 0,5 - 34	40 23 - 51

¹ Spannweiten und Mittelwerte, ^{*} Briest und Hartmann 1994

Anlage 43: Zeitlicher Verlauf der N-Fracht und Mengen des Hangwasserzuflusses (Summen zwischen Probenahmeterminen) im hydrologischen Jahr 2002



Anlage 44: Zeitlicher Verlauf der N-Fracht und Mengen des Hangwasserzuflusses (Summen zwischen Probenahmeterminen) im hydrologischen Jahr 2003



Anlage 45: Chemische Parameter des Abflusses

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
14.03.01	0,60	0,50	0,01	3,93	52,00
20.03.01	1,40	0,85	0,00	4,45	44,90
27.03.01	0,91	0,32	0,01	4,27	39,50
05.04.01	1,03	0,93	0,00	4,16	39,30
26.04.01	0,73	0,66	0,00	4,14	39,70
30.04.01	0,86	0,57	0,00	4,18	40,70
16.05.01	0,24	0,08	0,00	4,61	37,40
21.05.01	0,57	0,40	0,01	4,21	181,90
29.05.01	0,57	0,49	0,01	4,44	48,00
07.06.01	0,28	0,16	0,00	4,25	33,80
14.06.01	0,53	0,48	0,00	4,21	38,60
21.06.01	0,13	0,01	0,00	4,37	37,30
28.06.01	0,41	0,28	0,00	4,65	40,90
05.07.01	0,35	0,08	0,00	4,53	40,90
12.07.01	0,23	0,21	0,02	4,26	31,50
19.07.01	0,65	0,16	0,00	4,18	29,90
26.07.01	0,67	0,18	0,00	4,28	30,50
01.08.01	0,20	0,06	0,00	4,21	35,50
08.08.01	0,31	0,08	0,00	4,35	31,40
18.08.01	0,29	0,16	0,00	4,62	34,60
22.08.01	0,52	0,13	0,00	4,54	35,00
30.08.01	0,30	0,13	0,04	4,63	31,30
06.09.01	0,72	0,01	0,01	4,40	30,10
12.09.01	0,60	0,58	0,00	4,20	29,70
20.09.01	0,85	0,80	0,00	4,11	30,40
24.09.01	0,57	0,27	0,00	4,24	31,70
02.10.01	0,61	0,38	0,03	3,97	31,60
10.10.01	0,98	0,21	0,00	4,04	34,00
17.10.01	0,67	0,31	0,00	4,25	33,60
24.10.01	0,50	0,11	0,00	4,14	31,60
01.11.01	0,44	0,03	0,04	4,27	32,80
07.11.01	0,07	0,07	0,00	4,34	34,20
14.11.01	0,98	0,02	0,11	4,25	34,50
22.11.01	0,38	0,29	0,02	4,41	37,40
27.11.01	1,29	0,34	0,00	4,26	40,10
06.12.01	1,13	0,54	0,04	3,70	41,10
13.12.01	0,31	0,29	0,01	3,75	41,40
18.12.01	0,57	0,18	0,00	3,95	41,10
09.01.02	0,24	0,11	0,00	4,41	38,80
18.01.02	0,70	0,64	0,00	4,53	37,40
24.01.02	0,74	0,71	0,00	4,32	40,00

Anlage 45: Chemische Parameter des Abflusses

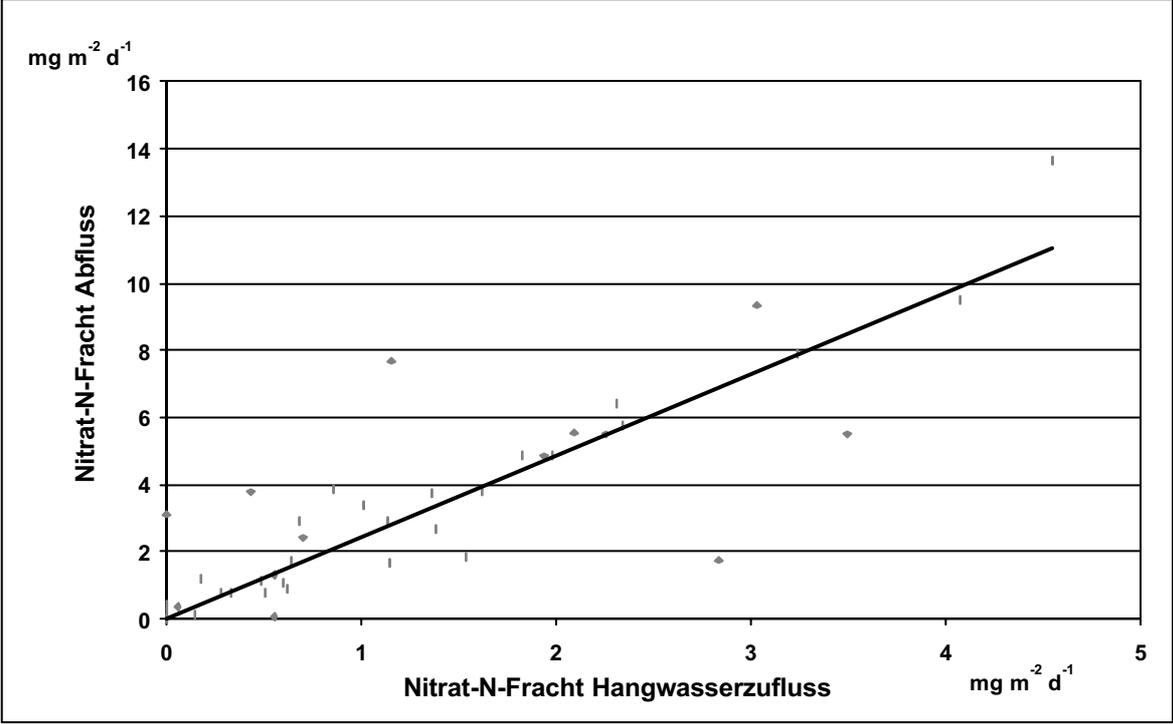
Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹
29.01.02	1,30	0,00	0,03	4,17	41,20
05.02.02	1,67	1,36	0,00	4,11	39,70
12.02.02	0,84	0,49	0,01	4,22	28,80
20.02.02	0,36	0,34	0,02	4,23	34,70
01.03.02	0,82	0,74	0,02	4,01	35,60
06.03.02	1,02	0,21	0,02	4,22	33,10
15.03.02	1,08	0,29	0,02	4,53	31,40
20.03.02	1,71	0,77	0,02	3,90	32,40
27.03.02	1,04	0,64	0,01	4,07	33,00
02.04.02	1,40	0,81	0,01	4,19	30,80
08.04.02	1,51	1,28	0,03	4,40	30,80
16.04.02	1,49	1,17	0,01	4,78	29,00
23.04.02	1,11	0,70	0,01	4,24	33,10
07.05.02	1,03	0,60	0,01	4,18	33,00
15.05.02	1,30	0,43	0,05	4,13	29,20
24.05.02	0,30	0,23	0,00	4,63	29,40
29.05.02	1,02	0,44	0,00	4,32	29,80
04.06.02	1,61	0,36	0,00	4,33	32,70
11.06.02	1,20	1,09	0,01	4,24	30,80
18.06.02	1,05	0,65	0,02	4,35	29,40
25.06.02	1,02	0,15	0,03	4,86	30,20
08.07.02	0,96	0,22	0,01	4,45	27,20
17.07.02	0,90	0,89	0,03	4,29	25,80
19.07.02	1,61	1,02	0,00	4,34	24,10
29.07.02	1,99	0,70	0,03	4,41	26,20
06.08.02	1,77	0,45	0,00	5,63	31,20
20.08.02	0,41	0,00	0,01	4,42	26,90
28.08.02	1,02	0,85	0,00	4,29	27,00
05.09.02	1,02	0,86	0,00	4,98	32,10
10.09.02	0,46	0,43	0,07	4,87	30,10
17.09.02	1,02	0,32	0,04	4,93	30,40
27.09.02	1,37	0,44	0,01	4,46	28,40
04.10.02	1,02	0,27	0,03	4,87	27,20
08.10.02	1,02	0,27	0,01	4,21	28,60
17.10.02	0,40	0,22	0,12	4,30	29,70
23.10.02	1,02	0,66	0,00	4,46	12,00
31.10.02	0,80	0,76	0,03	4,48	28,50
06.11.02	1,03	0,99	0,01	4,29	29,70
13.11.02	0,97	0,75	0,04	4,52	28,50
20.11.02	1,00	0,99	0,02	4,36	29,00
27.11.02	2,41	0,48	0,01	4,65	29,70

Anlage 45: Chemische Parameter des Abflusses

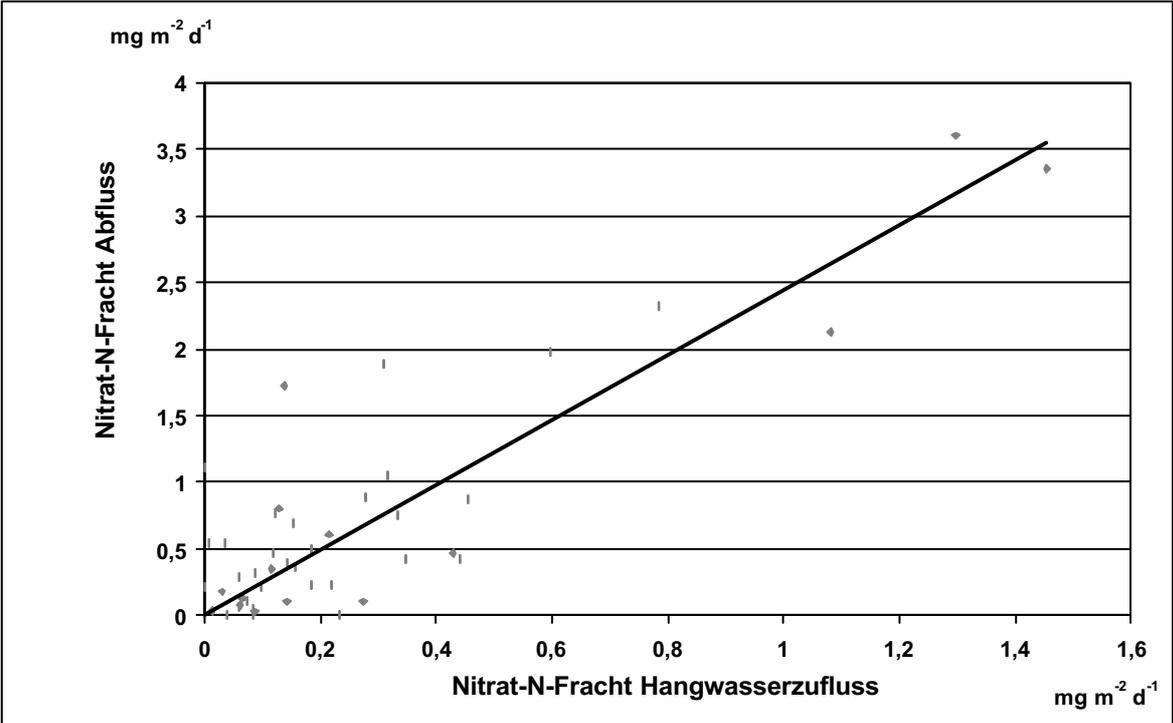
Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹
04.12.02	1,57	0,73	0,04	4,79	29,40
11.12.02	1,13	1,08	0,05	4,51	32,40
18.12.02	0,87	0,44	0,04	-	-
08.01.03	0,79	0,00	0,03	4,61	31,70
15.01.03	1,40	0,89	0,52	4,07	34,80
23.01.03	1,20	0,99	0,30	3,99	43,10
30.01.03	2,34	1,02	0,07	4,08	33,30
06.02.03	2,21	0,30	0,18	4,04	33,30
18.02.03	1,85	1,21	0,00	3,83	34,30
25.02.03	1,99	0,27	0,32	4,79	38,20
04.03.03	1,74	0,72	0,04	4,39	33,50
13.03.03	2,55	1,51	0,07	4,32	35,50
18.03.03	2,07	1,09	0,00	4,01	35,30
25.03.03	1,66	0,68	0,02	4,00	34,80
01.04.03	6,34	1,26	0,03	4,30	50,80
08.04.03	2,28	0,97	0,04	4,54	33,80
16.04.03	1,57	1,16	0,00	3,77	34,30
23.04.03	2,37	1,68	0,00	3,72	38,20
06.05.03	1,31	0,12	0,00	3,91	32,00
13.05.03	1,23	0,34	0,04	3,99	31,80
20.05.03	1,07	0,48	0,02	3,77	31,90
11.06.03	1,06	0,61	0,01	3,96	30,80
25.06.03	1,29	0,51	0,03	5,05	33,00
01.07.03	1,26	0,27	0,02	4,56	30,50
09.07.03	1,31	0,30	0,04	4,41	30,80
17.07.03	1,23	0,22	0,04	4,76	31,40
19.08.03	1,62	0,24	0,02	4,90	35,20
23.09.03	1,35	0,53	0,10	-	-
08.10.03	1,35	0,77	0,02	3,86	38,40
20.10.03	0,98	0,00	0,08	4,81	38,30
03.11.03	2,75	1,25	0,07	4,57	39,60

(Blatt 3 v. 3)

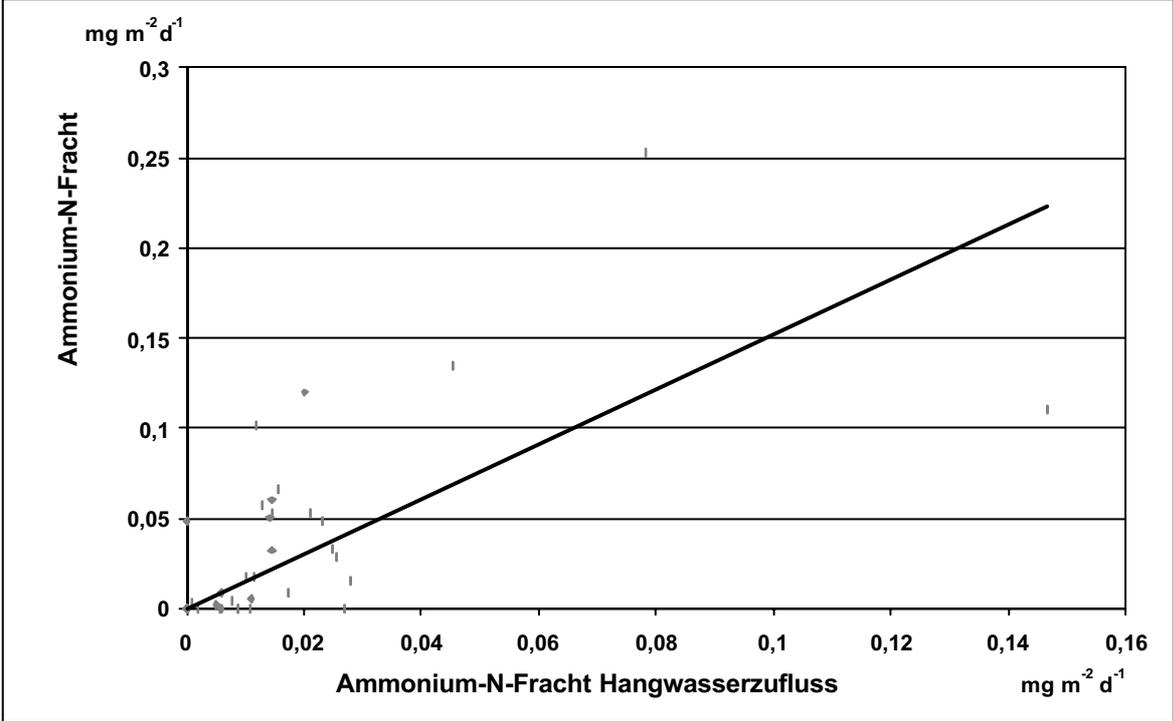
Anlage 46: Linearer Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Fracht im Hangwasserzufluss und Abfluss im Cluster 1



Anlage 47: Linearer Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Fracht im Hangwasserzufluss und Abfluss im Cluster 3



Anlage 48: Linearer Zusammenhang zwischen Ammonium-N-Fracht im Hangwasserzufluss und Abfluss im Cluster 3



Anlage 49: N₂O-N-Emissionen im Untersuchungszeitraum (Analytik: Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Georg-August-Universität Göttingen)

Datum	Haube	N ₂ O-N (µg m ⁻² h ⁻¹)
19.06.02	1	
03.07.02	1	-2,15
22.07.02	1	1,17
21.08.02	1	0,19
05.09.02	1	0,23
01.04.03	1	2,80
23.04.03	1	9,78
06.05.03	1	19,55
20.05.03	1	3,97
11.06.03	1	-6,46
26.06.03	1	-1,71
09.07.03	1	12,06
19.06.02	2	24,53
03.07.02	2	2,89
22.07.02	2	-1,73
21.08.02	2	-0,59
05.09.02	2	-2,07
01.04.03	2	0,55
23.04.03	2	-4,73
06.05.03	2	-3,86
20.05.03	2	-13,25
11.06.03	2	2,86
26.06.03	2	-3,24
09.07.03	2	3,16
19.06.02	3	
03.07.02	3	0,16
22.07.02	3	0,45
21.08.02	3	-0,56
05.09.02	3	2,60
01.04.03	3	13,23
23.04.03	3	
06.05.03	3	87,24
20.05.03	3	17,22
11.06.03	3	1,59
26.06.03	3	3,35
09.07.03	3	5,01
19.06.02	4	3,68
03.07.02	4	5,89
22.07.02	4	3,39
21.08.02	4	-2,69

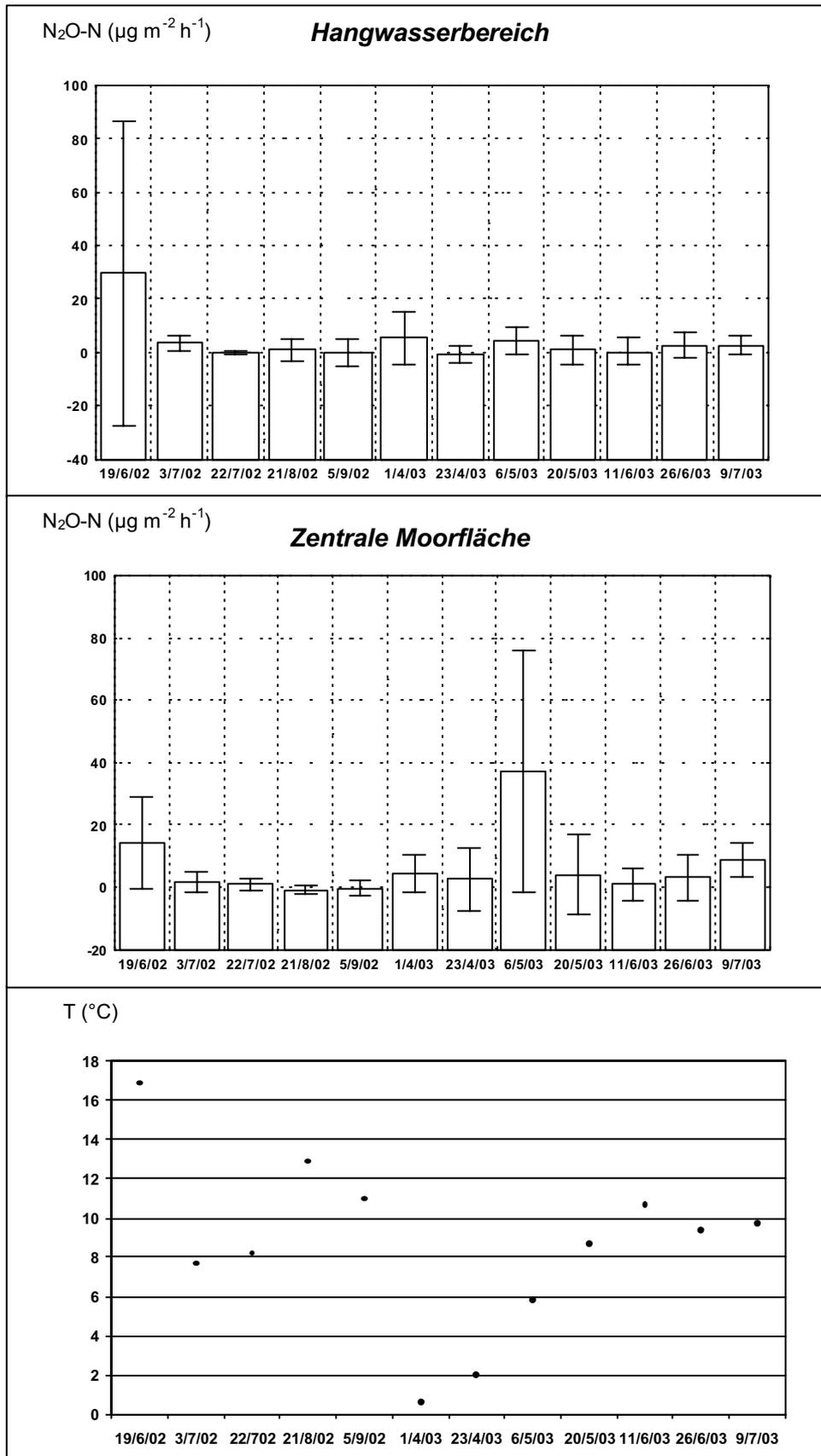
Datum	Haube	N ₂ O-N (µg m ⁻² h ⁻¹)
23.04.03	7	-4,21
06.05.03	7	8,46
20.05.03	7	-0,05
11.06.03	7	7,36
26.06.03	7	-0,19
09.07.03	7	2,99
19.06.02	8	-2,07
03.07.02	8	6,17
22.07.02	8	-0,44
21.08.02	8	-3,04
05.09.02	8	-1,50
01.04.03	8	8,36
23.04.03	8	
06.05.03	8	9,80
20.05.03	8	3,48
11.06.03	8	-0,20
26.06.03	8	2,80
09.07.03	8	-0,15
19.06.02	9	2,17
03.07.02	9	2,43
22.07.02	9	0,55
21.08.02	9	6,78
05.09.02	9	2,70
01.04.03	9	2,02
23.04.03	9	
06.05.03	9	-4,34
20.05.03	9	1,13
11.06.03	9	0,58
26.06.03	9	8,88
09.07.03	9	-1,63
19.06.02	10	-5,43
03.07.02	10	2,82
22.07.02	10	1,35
21.08.02	10	-2,39
05.09.02	10	-6,83
01.04.03	10	-3,82
23.04.03	10	
06.05.03	10	6,34
20.05.03	10	5,24
11.06.03	10	1,69

Anlage 49: N₂O-N-Emissionen im Untersuchungszeitraum (Analytik: Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Georg-August-Universität Göttingen)

Datum	Haube	N ₂ O-N (µg m ² h ⁻¹)
05.09.02	4	-2,67
01.04.03	4	0,82
23.04.03	4	
06.05.03	4	45,56
20.05.03	4	7,88
11.06.03	4	5,58
26.06.03	4	13,41
09.07.03	4	15,00
19.06.02	5	11,78
03.07.02	5	4,47
22.07.02	5	-0,04
21.08.02	5	-0,45
05.09.02	5	-2,88
01.04.03	5	-0,12
23.04.03	5	1,03
06.05.03	5	3,21
20.05.03	5	5,20
11.06.03	5	-8,44
26.06.03	5	7,56
09.07.03	5	2,87
19.06.02	6	143,33
03.07.02	6	-1,10
22.07.02	6	-0,44
21.08.02	6	-0,68
05.09.02	6	-1,04
01.04.03	6	2,63
23.04.03	6	1,65
06.05.03	6	1,71
20.05.03	6	-9,25
11.06.03	6	0,81
26.06.03	6	1,36
09.07.03	6	8,76
19.06.02	7	27,93
03.07.02	7	7,04
22.07.02	7	-0,61
21.08.02	7	5,28
05.09.02	7	8,43
01.04.03	7	23,94

Datum	Haube	N ₂ O-N (µg m ² h ⁻¹)
26.06.03	10	-3,38
09.07.03	10	3,31

Anlage 50: Zeitlicher Verlauf der N₂O-Emissionen¹ an Messstellen im Hangwasserbereich und auf der zentralen Moorfläche sowie Bodentemperatur in 10 cm Tiefe im Untersuchungszeitraum



¹ arithmetisches Mittel und Standardabweichung

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
Messstelle 1												
21.05.01	0,90	0,86	0,04	4,91	44,90	-	-	-	-	-	-	-
29.05.01	1,10	1,03	0,07	4,95	55,00	-	-	-	-	-	-	2,00
07.06.01	1,40	1,14	0,07	5,16	56,80	-	-	-	-	-	-	1,00
14.06.01	1,25	1,17	0,04	4,81	58,60	-	-	-	-	-	-	1,00
21.06.01	0,69	0,08	0,00	4,97	45,80	-	-	-	-	-	-	1,00
28.06.01	0,46	0,05	0,02	5,12	61,70	338,00	-	-	-	-	-	1,00
05.07.01	0,60	0,48	0,05	5,14	50,40	327,00	-	-	-	-	-	3,00
12.07.01	0,72	0,57	0,01	4,81	44,40	346,00	-	-	-	-	-	-
19.07.01	0,85	0,82	0,03	4,59	44,70	215,00	-	-	-	-	-	2,00
26.07.01	0,50	0,44	0,01	4,67	48,30	202,00	-	-	-	-	-	3,00
01.08.01	0,53	0,34	0,00	4,73	50,30	193,00	-	-	-	-	-	-1,00
08.08.01	0,70	0,40	0,00	5,01	48,80	399,00	-	-	-	-	-	0,00
22.08.01	1,23	0,51	0,03	5,24	44,70	220,00	-	-	-	-	-	7,00
30.08.01	0,63	0,26	0,05	5,12	48,60	449,00	-	-	-	-	-	-7,00
06.09.01	0,71	0,64	0,06	5,04	36,60	348,00	-	-	-	-	-	-13,00
12.09.01	1,00	0,71	0,10	4,93	51,30	362,00	-	-	-	-	-	0,00
20.09.01	2,33	2,10	0,00	4,58	43,50	300,00	-	-	-	-	-	-6,00
24.09.01	1,10	0,92	0,00	4,85	43,00	-	-	-	-	-	-	2,00
02.10.01	0,70	0,16	0,07	4,64	41,70	150,00	-	-	-	-	-	3,00
10.10.01	0,82	0,31	0,03	4,56	44,80	283,00	-	-	-	-	-	3,00
17.10.01	1,13	0,08	0,03	4,78	47,60	120,00	-	-	-	-	-	4,00
24.10.01	0,82	0,38	0,05	4,73	47,50	225,00	-	-	-	-	-	1,00
01.11.01	0,50	0,00	0,05	4,73	44,30	196,00	-	-	-	-	-	-3,00

(Blatt 1 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Fluor
07.11.01	0,44	0,21	0,00	4,89	49,00	285,00	-	-	-	-	-	-
14.11.01	0,70	0,21	0,11	5,03	50,00	216,00	-	-	-	-	-	2,00
22.11.01	0,90	0,43	0,07	5,09	46,80	145,00	-	-	-	-	-	2,00
27.11.01	1,08	0,57	0,00	5,09	50,20	37,00	-	-	-	-	-	12,00
06.12.01	0,82	0,68	0,07	3,83	48,00	7,00	-	-	-	-	-	3,00
13.12.01	1,50	1,40	0,09	4,53	48,00	-88,00	-	-	-	-	-	5,00
18.12.01	0,62	0,23	0,03	4,68	49,70	-70,00	-	-	-	-	-	1,00
18.01.02	2,95	2,89	0,05	4,71	50,80	-22,00	-	-	-	-	-	-2,00
24.01.02	1,06	0,00	0,05	4,91	51,60	-150,00	-	-	-	-	-	1,00
29.01.02	1,61	0,91	0,01	4,92	46,00	-82,00	-	-	-	-	-	0,00
05.02.02	1,80	1,76	0,00	4,85	53,40	-54,00	-	-	-	-	-	8,00
12.02.02	1,00	0,90	0,06	5,12	41,60	-97,00	-	-	-	-	-	0,00
20.02.02	-	1,88	0,03	4,87	48,60	-127,00	-	-	-	-	-	2,00
01.03.02	0,90	0,80	0,05	4,79	43,90	-86,00	-	-	-	-	-	2,00
06.03.02	0,64	0,40	0,05	4,95	44,00	-	-	-	-	-	-	0,00
15.03.02	0,94	0,06	0,03	4,63	41,20	-33,00	-	-	-	-	-	2,00
20.03.02	1,54	0,05	0,05	4,66	41,10	73,00	-	-	-	-	-	2,00
27.03.02	0,81	0,05	0,03	4,66	39,00	69,00	-	-	-	-	-	0,00
02.04.02	1,31	0,26	0,13	4,84	45,70	-270,00	-	-	-	-	-	2,00
08.04.02	1,62	0,06	0,05	4,99	51,20	-176,00	-	-	-	-	-	3,00
16.04.02	-	-	-	-	-	-69,00	-	-	-	-	-	4,00
23.04.02	1,31	0,74	0,05	4,90	46,40	-84,00	-	-	-	-	-	4,00
29.04.02	1,50	0,47	0,05	4,85	47,00	-28,00	-	-	-	-	-	1,00
07.05.02	-	0,57	0,04	5,03	42,90	-43,00	-	-	-	-	-	-6,00

(Blatt 2 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
15.05.02	1,53	0,35	0,04	4,66	46,80	-29,00	-	-	-	-	-	3,00
24.05.02	0,84	0,50	0,03	4,63	45,10	-40,00	-	9,08	-	4,70	-	2,00
29.05.02	-	0,48	0,05	4,99	42,90	-19,00	-	9,08	-	4,60	-	-
04.06.02	-	0,40	0,07	4,90	51,10	-31,00	-	8,64	-	4,80	-	2,00
11.06.02	1,53	0,79	0,05	4,57	43,50	-41,00	-75,00	5,20	5,58	5,50	5,60	2,00
18.06.02	1,39	1,16	0,06	4,93	44,60	-91,00	-80,00	5,00	3,71	6,00	5,50	-6,00
25.06.02	-	0,77	0,08	4,88	45,90	-96,00	-88,00	5,16	5,78	6,20	6,00	-
03.07.02	-	1,11	0,10	4,73	51,60	-47,00	-44,00	2,30	2,44	6,10	6,10	-10,00
08.07.02	-	0,59	0,07	4,78	43,90	7,00	12,00	2,50	2,64	6,40	6,20	1,00
17.07.02	0,87	0,79	0,01	4,93	40,40	13,00	-	-	-	-	-	-1,00
19.07.02	1,54	0,62	0,02	4,88	45,60	-29,00	-26,00	3,11	3,11	7,90	7,90	-4,00
29.07.02	2,19	0,72	0,08	4,98	45,00	-106,00	-99,00	2,30	2,25	7,00	6,70	3,00
06.08.02	2,47	0,86	0,03	4,93	50,50	-99,00	-99,00	2,74	2,99	7,40	7,20	2,00
13.08.02	0,81	0,71	0,00	4,95	39,50	-	-	-	-	8,60	-	-
20.08.02	1,01	0,38	0,04	4,93	44,80	322,00	378,00	2,05	2,02	8,40	8,10	2,00
28.08.02	-	0,91	0,05	4,69	43,30	380,00	411,00	2,24	2,11	8,40	8,10	11,00
05.09.02	-	0,68	0,00	4,71	51,90	313,00	324,00	1,99	2,42	9,30	8,30	0,00
10.09.02	-	0,61	0,07	4,73	49,30	313,00	332,00	2,20	2,23	8,80	8,30	-2,00
17.09.02	-	0,98	0,06	4,84	51,00	390,00	431,00	2,14	2,60	8,30	8,10	-9,00
27.09.02	2,25	1,64	0,06	4,97	42,10	355,00	369,00	3,96	4,33	7,30	7,30	5,00
04.10.02	-	0,91	0,03	4,66	40,00	313,00	341,00	2,94	-	7,10	7,00	1,00
08.10.02	-	1,52	0,14	5,04	45,90	348,00	356,00	3,37	3,32	6,50	6,80	4,00
17.10.02	-	0,42	0,04	4,55	41,60	-	-	3,15	-	6,50	-	-
23.10.02	0,91	0,82	0,05	4,50	41,60	376,00	-	6,33	6,33	6,30	-	1,00

(Blatt 3 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
31.10.02	2,40	2,26	0,12	4,75	44,90	338,00	347,00	4,99	5,15	6,00	5,60	2,00
06.11.02	1,60	1,54	0,07	4,83	43,80	375,00	388,00	5,04	4,90	5,30	5,40	4,00
13.11.02	-	1,06	0,04	4,79	45,10	266,00	273,00	4,03	4,00	4,70	4,80	10,00
20.11.02	1,14	1,04	0,11	4,75	41,80	270,00	289,00	5,30	5,55	4,80	4,90	2,00
27.11.02	1,08	0,77	0,05	4,82	56,40	303,00	314,00	3,30	3,28	4,80	4,90	0,00
04.12.02	1,46	0,99	0,00	4,70	41,70	321,00	316,00	5,13	5,22	4,90	4,80	4,00
11.12.02	2,27	0,78	0,07	4,47	57,70	240,00	254,00	3,57	3,65	4,10	4,10	2,00
18.12.02	1,25	0,71	0,08	4,58	40,40	305,00	301,00	5,64	5,28	3,30	3,40	1,00
08.01.03	1,31	0,00	0,09	5,80	41,60	-	-	-	-	-	-	-
15.01.03	1,23	0,84	0,06	4,61	37,20	359,00	380,00	6,74	6,75	1,30	1,60	3,00
23.01.03	1,29	0,67	0,06	4,78	39,70	225,00	247,00	1,36	1,33	1,70	1,70	3,00
30.01.03	2,52	0,89	0,08	4,13	44,80	313,00	320,00	8,64	6,95	2,00	2,00	-6,00
06.02.03	2,06	1,28	0,04	4,03	43,00	323,00	323,00	9,17	7,17	2,30	2,30	7,00
18.02.03	1,46	0,93	0,03	4,77	43,30	311,00	379,00	6,32	6,47	1,40	2,10	3,00
25.02.03	2,18	0,50	0,29	4,91	50,60	311,00	331,00	5,56	5,56	2,50	2,10	1,00
04.03.03	-	0,57	0,07	4,40	50,70	467,00	462,00	5,63	6,44	2,00	2,00	3,00
13.03.03	2,34	1,35	0,50	4,69	40,40	357,00	370,00	8,96	9,08	1,70	1,70	3,00
18.03.03	-	0,91	0,00	4,52	42,70	286,00	304,00	6,50	6,68	1,80	1,80	1,00
25.03.03	-	0,54	0,02	4,28	42,00	225,00	219,00	4,83	-	1,90	1,90	-
01.04.03	-	0,81	0,05	4,33	42,70	332,00	390,00	5,67	5,69	3,20	3,00	2,00
08.04.03	-	0,75	0,04	4,63	56,60	262,00	277,00	5,64	5,69	0,30	0,00	2,00
16.04.03	-	0,73	0,00	4,03	43,90	236,00	249,00	6,17	6,33	2,30	1,90	6,00
23.04.03	-	1,11	0,05	4,01	61,30	174,00	179,00	6,10	6,16	2,30	2,10	3,00
06.05.03	-	0,02	0,00	4,32	41,80	279,00	276,00	6,09	6,08	3,10	3,00	2,00

(Blatt 4 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
13.05.03	-	0,49	0,06	4,30	39,40	354,00	349,00	5,29	5,23	3,60	3,60	3,00
20.05.03	-	0,77	0,10	4,00	40,70	299,00	307,00	4,55	4,56	4,10	4,00	2,00
11.06.03	1,41	0,60	0,07	3,87	62,80	306,00	324,00	5,01	4,68	6,80	6,70	2,00
25.06.03	1,43	0,16	0,06	4,95	46,50	170,00	201,00	2,56	2,78	10,20	8,10	-4,00
01.07.03	-	0,29	0,07	-	-	122,00	120,00	2,68	3,11	12,50	12,30	-5,00
09.07.03	-	0,27	0,07	4,87	36,80	168,00	117,00	3,56	2,14	11,40	10,90	-
17.07.03	-	0,31	0,16	4,47	74,60	272,00	-	-	-	-	-	-32,00
21.05.01	0,95	0,78	0,12	4,90	38,90	-	-	-	-	-	-	-
29.05.01	1,94	0,98	0,95	5,34	53,00	-	-	-	-	-	-	-
07.06.01	1,40	0,87	0,30	5,22	42,10	-	-	-	-	-	-	-
Messstelle 2												
16.05.01	1,06	0,54	0,22	5,28	27,80	-	-	-	-	-	-	-
14.06.01	0,80	0,60	0,07	4,78	40,60	-	-	-	-	-	-	-
21.06.01	0,45	0,07	0,06	5,39	49,40	-	-	-	-	-	-	-
28.06.01	0,74	0,04	0,09	5,07	36,60	303,00	-	-	-	-	-	-4,00
05.07.01	0,62	0,46	0,06	5,22	37,20	389,00	-	-	-	-	-	-7,00
12.07.01	0,83	0,37	0,09	4,64	30,70	102,00	-	-	-	-	-	-
19.07.01	0,87	0,82	0,05	4,58	31,50	78,00	-	-	-	-	-	-9,00
26.07.01	0,60	0,50	0,07	4,77	32,30	269,00	-	-	-	-	-	-6,00
01.08.01	0,50	0,38	0,07	4,55	30,20	290,00	-	-	-	-	-	-1,00
08.08.01	0,80	0,54	0,04	4,76	30,70	243,00	-	-	-	-	-	-3,00
22.08.01	0,95	0,45	0,05	4,78	31,40	-112,00	-	-	-	-	-	-1,00
30.08.01	1,53	0,42	0,42	5,40	41,80	330,00	-	-	-	-	-	-2,00
06.09.01	1,50	1,13	0,22	5,09	30,60	464,00	-	-	-	-	-	-2,00

(Blatt 5 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
12.09.01	0,70	0,57	0,08	4,81	30,10	396,00	-	-	-	-	-	8,00
20.09.01	0,98	0,70	0,00	4,58	31,00	191,00	-	-	-	-	-	0,00
02.10.01	1,30	0,18	0,07	4,43	32,80	58,00	-	-	-	-	-	-3,00
10.10.01	0,31	0,25	0,07	4,39	31,10	185,00	-	-	-	-	-	-2,00
17.10.01	0,56	0,30	0,17	4,71	34,00	60,00	-	-	-	-	-	-3,00
24.10.01	0,70	0,40	0,25	4,72	33,80	154,00	-	-	-	-	-	-2,00
01.11.01	1,27	0,03	0,13	4,56	32,00	255,00	-	-	-	-	-	-3,00
07.11.01	0,48	0,22	0,02	4,94	35,80	235,00	-	-	-	-	-	-
14.11.01	0,62	0,34	0,19	4,89	37,90	311,00	-	-	-	-	-	0,00
22.11.01	0,98	0,40	0,12	5,30	37,10	70,00	-	-	-	-	-	-10,00
27.11.01	1,32	0,60	0,06	4,99	40,00	157,00	-	-	-	-	-	-1,00
06.12.01	1,59	0,64	0,12	3,99	42,50	16,00	-	-	-	-	-	3,00
13.12.01	0,90	0,70	0,17	4,11	40,20	-103,00	-	-	-	-	-	-2,00
18.12.01	0,90	0,21	0,09	4,17	40,50	-66,00	-	-	-	-	-	-6,00
09.01.02	0,76	0,60	0,18	5,09	50,20	29,00	-	-	-	-	-	2,00
18.01.02	1,09	0,80	0,15	4,58	45,90	-40,00	-	-	-	-	-	-2,00
24.01.02	1,36	0,00	0,15	4,60	43,80	-12,00	-	-	-	-	-	-1,00
29.01.02	1,29	0,91	0,07	4,68	35,40	-62,00	-	-	-	-	-	5,00
05.02.02	0,40	0,31	0,09	4,87	37,30	-66,00	-	-	-	-	-	-1,00
12.02.02	0,70	0,38	0,07	4,74	31,90	-112,00	-	-	-	-	-	3,00
20.02.02	-	1,76	0,11	4,96	36,40	-84,00	-	-	-	-	-	0,00
01.03.02	0,73	0,50	0,17	5,04	30,80	-70,00	-	-	-	-	-	-3,00
15.03.02	0,95	0,50	0,09	4,64	28,20	-38,00	-	-	-	-	-	-2,00

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

(Blatt 6 v. 19)

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
20.03.02	1,82	1,70	0,10	4,37	32,10	148,00	-	-	-	-	-	0,00
27.03.02	1,36	0,95	0,13	4,65	32,10	170,00	-	-	-	-	-	2,00
02.04.02	1,58	0,97	0,15	4,95	34,70	-289,00	-	-	-	-	-	1,00
08.04.02	2,00	1,27	0,22	5,11	49,60	-234,00	-	-	-	-	-	0,00
16.04.02	1,77	1,26	0,10	5,10	42,10	-63,00	-	-	-	-	-	5,00
23.04.02	1,93	0,85	0,07	4,78	48,50	-87,00	-	-	-	-	-	0,00
29.04.02	1,29	0,57	0,09	4,60	34,80	-22,00	-	-	-	-	-	3,00
07.05.02	-	0,51	0,05	4,61	35,50	-70,00	-	-	-	-	-	-6,00
15.05.02	1,47	0,45	0,13	4,32	52,40	-56,00	-	-	-	-	-	-2,00
24.05.02	0,63	0,40	0,18	4,76	30,10	-99,00	-	3,10	-	7,50	-	-6,00
29.05.02	-	0,45	0,21	4,98	42,60	-46,00	-	8,30	-	7,10	-	0,00
04.06.02	-	0,78	0,20	6,63	84,00	-61,00	-	3,27	-	6,50	-	-8,00
11.06.02	1,46	0,62	0,19	4,57	43,50	-69,00	-	2,05	-	7,70	-	-9,00
18.06.02	1,31	0,77	0,14	4,78	39,00	-87,00	-	2,27	-	9,10	-	-10,00
03.07.02	-	1,48	0,27	4,88	81,70	-101,00	-	0,20	-	8,70	-	-9,00
08.07.02	-	0,62	0,25	4,94	37,80	6,00	-	0,14	-	9,10	-	-6,00
17.07.02	1,90	1,17	0,14	4,54	28,80	-35,00	-	-	-	-	-	0,00
29.07.02	2,21	0,48	0,22	4,99	34,30	-134,00	-	0,14	-	10,30	-	-13,00
06.08.02	1,69	0,95	0,26	4,89	62,00	-118,00	-	0,35	-	11,00	-	-7,00
20.08.02	-	0,03	0,27	5,04	31,10	-96,00	-	0,13	-	11,90	-	-5,00
28.08.02	-	1,08	0,22	4,70	29,70	-127,00	-	0,52	-	12,60	-	-2,00
05.09.02	-	1,27	0,07	4,78	59,80	4,00	-	0,57	-	11,30	-	-6,00
10.09.02	1,39	1,41	0,42	4,55	35,70	5,00	-	0,56	-	11,40	-	-15,00
17.09.02	-	1,34	0,40	4,87	41,00	217,00	-	0,60	-	9,40	-	-5,00

(Blatt 7 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
27.09.02	1,80	0,74	0,16	4,68	30,80	220,00	-	2,86	-	7,00	-	0,00
04.10.02	-	0,31	0,21	4,62	28,10	22,00	-	0,16	-	7,90	-	-3,00
08.10.02	-	1,13	0,07	4,74	31,30	245,00	-	3,20	-	6,20	-	3,00
17.10.02	-	0,37	0,14	4,47	27,40	-	-	0,65	-	6,60	-	-3,00
23.10.02	0,40	0,25	0,13	4,49	28,90	40,00	-	0,40	-	6,30	-	0,00
31.10.02	1,15	0,64	0,11	4,70	30,10	174,00	-	0,88	-	5,20	-	-3,00
06.11.02	1,23	1,12	0,10	4,66	35,00	135,00	-	0,67	-	4,20	-	2,00
13.11.02	-	0,82	0,21	4,74	44,00	11,00	-	1,32	-	3,70	-	2,00
20.11.02	1,90	1,65	0,23	4,79	27,30	-82,00	-	0,89	-	3,50	-	3,00
27.11.02	1,09	0,21	0,28	4,93	78,40	-96,00	-	0,76	-	3,90	-	-2,00
04.12.02	1,50	0,85	0,16	4,61	45,30	-39,00	-	0,35	-	3,90	-	-2,00
11.12.02	1,58	0,30	0,20	4,40	37,80	27,00	-	0,63	-	1,20	-	3,00
18.12.02	0,98	0,65	0,16	4,92	38,70	-	-	-	-	1,00	-	-
08.01.03	0,96	0,00	0,34	5,77	34,00	-	-	-	-	-	-	-
15.01.03	1,74	0,69	0,58	4,83	31,10	225,00	-	1,50	-	0,40	-	-2,00
23.01.03	0,90	0,41	0,44	5,02	40,90	21,00	-	0,27	-	0,90	-	-7,00
30.01.03	2,35	0,65	0,38	4,10	52,60	178,00	-	1,55	-	0,90	-	-5,00
06.02.03	2,18	0,25	0,32	4,34	32,70	186,00	-	0,95	-	0,70	-	-10,00
18.02.03	2,00	0,22	0,32	4,04	58,40	15,00	-	1,10	-	1,40	-	-15,00
25.02.03	-	0,55	0,66	4,89	41,00	131,00	-	2,22	-	1,50	-	-12,00
04.03.03	-	0,50	0,44	4,45	40,70	188,00	-	0,50	-	0,90	-	-6,00
13.03.03	1,72	1,38	0,74	4,87	38,10	162,00	-	0,75	-	0,50	-	-2,00
18.03.03	-	0,91	0,00	4,52	42,70	236,00	-	0,92	-	0,90	-	-6,00
25.03.03	-	1,17	0,15	4,16	52,40	239,00	-	4,70	-	0,90	-	-2,00

(Blatt 8 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF μS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
01.04.03	-	1,03	0,21	4,09	35,60	345,00	-	3,36	-	1,30	-	-6,00
08.04.03	-	2,41	0,22	4,87	36,20	228,00	-	1,59	-	-0,10	-	-9,00
16.04.03	-	0,84	0,01	3,90	36,20	421,00	-	4,23	-	1,50	-	3,00
23.04.03	-	1,81	0,12	4,12	66,30	348,00	-	3,67	-	2,40	-	-4,00
06.05.03	-	0,00	0,08	4,23	43,20	188,00	-	0,65	-	6,30	-	-11,00
13.05.03	-	0,35	0,30	4,32	38,40	68,00	-	1,64	-	6,30	-	-8,00
20.05.03	-	0,46	0,38	4,21	85,20	80,00	-	0,55	-	6,20	-	-10,00
11.06.03	1,37	1,34	0,39	3,72	33,50	-47,00	-	0,24	-	11,20	-	-11,00
25.06.03	2,61	1,31	0,46	4,92	40,00	-	-	-	-	10,90	-	-
01.07.03	-	0,90	0,39	-	-	311,00	-	2,49	-	11,50	-	-18,00
09.07.03	-	1,11	0,57	5,92	47,80	-39,00	-	1,47	-	10,60	-	-1,00
Messstelle 3												
16.05.01	0,60	0,25	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21.05.01	0,77	0,66	0,07	5,51	26,60	-	-	-	-	-	-	-
29.05.01	0,59	0,33	0,12	5,28	37,00	-	-	-	-	-	-	-
07.06.01	0,54	0,45	0,07	4,77	38,20	-	-	-	-	-	-	-
14.06.01	0,31	0,21	0,11	4,97	33,40	-	-	-	-	-	-	-
28.06.01	0,48	0,23	0,11	5,31	36,00	149,00	-	-	-	-	-	-23,00
05.07.01	0,66	0,26	0,09	5,50	33,00	-135,00	-	-	-	-	-	-27,00
12.07.01	0,91	0,50	0,15	5,04	32,20	-136,00	-	-	-	-	-	-
19.07.01	0,26	0,19	0,07	5,14	20,40	-144,00	-	-	-	-	-	-18,00
26.07.01	0,60	0,40	0,15	5,49	23,30	-142,00	-	-	-	-	-	-16,00
01.08.01	1,18	0,27	0,11	5,57	23,10	-150,00	-	-	-	-	-	-27,00
08.08.01	0,65	0,54	0,05	4,96	20,20	-115,00	-	-	-	-	-	-15,00

(Blatt 9 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
22.08.01	1,62	0,22	0,29	5,24	42,20	-139,00	-	-	-	-	-	-25,00
30.08.01	1,25	0,06	0,25	5,36	38,10	-63,00	-	-	-	-	-	-27,00
06.09.01	1,38	0,50	0,42	5,24	50,40	-57,00	-	-	-	-	-	-18,00
12.09.01	0,96	0,78	0,07	4,73	28,60	265,00	-	-	-	-	-	9,00
20.09.01	0,34	0,30	0,00	4,77	30,00	320,00	-	-	-	-	-	9,00
24.09.01	1,50	0,25	1,23	4,42	35,40	-	-	-	-	-	-	-5,00
02.10.01	0,70	0,16	0,09	4,62	37,40	161,00	-	-	-	-	-	5,00
10.10.01	0,86	0,23	0,01	4,78	27,80	95,00	-	-	-	-	-	-19,00
17.10.01	1,43	0,21	0,30	5,23	33,20	122,00	-	-	-	-	-	-17,00
24.10.01	0,32	0,04	0,12	4,67	30,90	14,00	-	-	-	-	-	-20,00
01.11.01	1,06	0,00	0,13	4,65	28,30	98,00	-	-	-	-	-	-21,00
07.11.01	0,92	0,13	0,00	5,09	29,30	64,00	-	-	-	-	-	-
14.11.01	1,36	0,25	0,07	4,83	35,60	81,00	-	-	-	-	-	-10,00
22.11.01	0,50	0,15	0,09	5,05	32,60	70,00	-	-	-	-	-	2,00
27.11.01	1,82	0,74	0,01	4,71	43,80	259,00	-	-	-	-	-	-2,00
06.12.01	1,58	0,73	0,07	4,13	41,70	80,00	-	-	-	-	-	0,00
13.12.01	0,78	0,60	0,16	4,62	40,10	-116,00	-	-	-	-	-	-15,00
18.12.01	1,22	0,07	0,20	4,56	35,80	-75,00	-	-	-	-	-	-20,00
09.01.02	0,54	0,31	0,20	5,20	44,00	32,00	-	-	-	-	-	-17,00
18.01.02	1,10	0,84	0,17	4,94	36,60	-62,00	-	-	-	-	-	-25,00
24.01.02	1,74	0,00	0,11	4,75	42,30	-5,00	-	-	-	-	-	-5,50
29.01.02	1,46	1,15	0,13	4,79	37,60	-65,00	-	-	-	-	-	-
05.02.02	1,51	1,04	0,01	4,67	36,30	-70,00	-	-	-	-	-	2,00
12.02.02	0,49	0,31	0,03	4,71	31,20	-95,00	-	-	-	-	-	6,00

(Blatt 10 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
20.02.02	-	0,71	0,09	4,94	35,00	-13,00	-	-	-	-	-	-12,00
01.03.02	0,78	0,70	0,07	4,48	34,20	-74,00	-	-	-	-	-	0,00
06.03.02	0,70	0,35	0,09	4,84	34,40	-	-	-	-	-	-	-11,00
15.03.02	0,99	0,64	0,07	4,64	32,10	-19,00	-	-	-	-	-	-6,00
20.03.02	1,63	0,86	0,06	4,44	26,50	48,00	-	-	-	-	-	-1,00
27.03.02	1,18	0,74	0,10	4,67	31,00	-27,00	-	-	-	-	-	3,00
02.04.02	1,87	0,84	0,10	4,91	33,90	-278,00	-	-	-	-	-	-3,00
08.04.02	1,91	1,34	0,14	5,33	36,10	-196,00	-	-	-	-	-	-6,00
16.04.02	1,74	1,27	0,05	4,68	33,00	-73,00	-	-	-	-	-	3,00
23.04.02	1,65	0,74	0,09	5,13	40,50	-111,00	-	-	-	-	-	7,00
29.04.02	1,71	0,58	0,07	4,59	33,50	-31,00	-	-	-	-	-	2,00
07.05.02	0,62	0,53	0,10	4,41	31,70	-68,00	-	2,54	-	-	-	-8,00
15.05.02	1,22	0,51	0,14	4,77	44,80	-68,00	-	1,20	-	8,20	-	-12,00
29.05.02	-	0,36	0,18	5,32	23,00	-95,00	-	5,50	-	10,10	-	-31,00
04.06.02	-	0,34	0,23	5,31	27,30	-62,00	-	11,30	-	9,60	-	-23,00
11.06.02	1,55	0,87	0,14	5,00	27,30	-38,00	-77,00	4,52	4,42	10,70	10,30	-37,00
18.06.02	1,51	0,98	0,19	5,21	30,80	-111,00	-127,00	3,53	2,28	13,30	11,10	-32,00
25.06.02	-	0,39	0,34	5,44	28,80	-77,00	-75,00	3,65	1,21	12,90	11,70	-33,00
03.07.02	-	0,81	0,14	4,91	31,70	-69,00	-97,00	0,35	0,21	11,10	10,90	-30,00
08.07.02	-	0,85	1,01	5,13	40,80	-20,00	-23,00	2,38	2,02	13,10	11,20	-34,00
17.07.02	-	1,07	0,08	4,59	26,10	-36,00	-	4,86	-	12,10	-	0,00
19.07.02	1,57	0,59	0,02	4,76	25,80	-10,00	-11,00	3,95	3,87	10,80	10,70	0,00
29.07.02	2,91	1,10	0,52	4,97	32,40	-125,00	-133,00	0,06	0,49	12,80	14,10	-27,00
06.08.02	2,38	0,68	0,45	4,95	63,50	-132,00	-136,00	1,55	0,92	14,00	13,60	-20,00

(Blatt 11 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
13.08.02	0,72	0,69	0,02	4,60	26,30	-	-	3,61	3,85	13,60	12,90	-6,00
20.08.02	0,91	0,84	0,20	4,89	34,00	-163,00	-169,00	0,83	0,35	15,00	13,50	-10,00
28.08.02	-	1,15	0,17	4,90	24,60	-155,00	-181,00	0,44	0,26	15,90	14,40	-22,00
05.09.02	-	0,68	0,02	5,11	34,80	-61,00	-	1,33	-	12,50	-	-24,00
10.09.02	-	0,41	0,05	5,16	41,90	-58,00	-86,00	1,71	0,92	12,90	11,60	-31,00
17.09.02	-	0,46	0,67	5,27	27,30	-71,00	-	1,20	-	10,70	10,50	-27,00
27.09.02	2,05	2,04	0,10	4,93	27,30	248,00	227,00	1,50	1,08	7,90	7,90	-6,00
04.10.02	-	0,52	0,19	5,30	24,10	-75,00	-96,00	0,62	0,18	7,60	7,40	-16,00
08.10.02	-	0,19	0,12	4,87	28,50	113,00	87,00	1,34	1,00	5,40	5,70	-8,00
17.10.02	0,50	0,37	0,11	4,50	25,10	-	-	0,94	-	6,50	-	-9,00
23.10.02	0,68	0,55	0,04	4,30	26,50	-60,00	-11,00	3,65	3,02	5,90	5,60	0,00
31.10.02	0,71	0,64	0,12	5,04	23,70	93,00	96,00	0,92	0,31	4,10	4,40	-10,00
06.11.02	0,70	0,54	0,12	5,01	25,90	-56,00	-43,00	1,22	-	2,60	3,30	-31,00
13.11.02	-	0,91	0,07	4,70	29,40	199,00	195,00	8,32	6,50	2,50	3,10	0,00
20.11.02	0,52	0,42	0,09	4,66	28,30	150,00	93,00	5,25	6,70	1,90	2,60	-7,00
27.11.02	2,18	0,31	0,19	4,85	35,40	-22,00	-52,00	2,43	0,90	2,70	2,90	-14,00
04.12.02	1,50	0,77	0,12	4,85	32,90	-45,00	-62,00	2,41	-	2,70	-	-9,00
11.12.02	-	0,55	0,28	5,03	25,20	-37,00	-44,00	7,12	4,20	-0,20	1,30	-21,00
18.12.02	0,50	0,35	0,27	5,57	29,60	64,00	10,00	5,20	4,31	1,40	0,80	-25,00
08.01.03	0,57	0,00	0,23	5,40	32,80	-	-	-	-	-	-	-
15.01.03	0,65	0,30	0,27	4,95	32,50	-392,00	-345,00	1,12	0,50	-0,10	0,10	-
23.01.03	0,50	0,22	0,21	4,69	51,60	-74,00	142,00	1,44	0,48	0,20	0,30	-15,00
30.01.03	1,79	0,44	0,36	5,21	45,00	-50,00	-44,00	4,70	3,46	-0,10	0,10	-
06.02.03	2,15	0,00	0,35	4,56	34,00	113,00	124,00	1,77	1,58	-0,10	-0,10	-19,00

(Blatt 12 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
18.02.03	2,11	0,00	0,39	5,28	35,80	40,00	57,00	1,25	1,45	-0,10	0,20	-20,00
25.02.03	2,25	0,29	0,67	5,28	38,80	-	-	1,28	3,24	0,10	1,80	-22,00
04.03.03	-	0,54	0,46	4,76	39,90	-97,00	-88,00	1,27	0,80	0,40	0,60	-15,00
23.04.03	-	1,74	0,09	4,57	39,10	262,00	294,00	5,80	4,83	3,50	2,70	-6,00
06.05.03	-	1,32	0,00	4,10	31,50	261,00	266,00	1,70	1,16	7,70	7,00	-15,00
13.05.03	-	0,14	0,08	4,54	33,60	102,00	100,00	2,71	2,96	8,00	7,70	-10,00
20.05.03	-	0,45	0,11	4,29	28,80	60,00	50,00	1,31	0,45	8,10	7,80	-14,00
11.06.03	0,99	0,41	0,11	3,94	24,00	-66,00	-77,00	0,61	0,32	13,50	13,70	-15,00
25.06.03	1,31	0,57	0,11	4,93	37,00	-81,00	-96,00	1,32	0,72	12,50	12,90	-22,00
01.07.03	-	0,22	0,07	-	-	-164,00	-164,00	1,40	0,30	13,70	13,60	-18,00
09.07.03	-	0,50	0,17	4,79	35,50	-133,00	-109,00	1,13	0,36	12,90	12,30	-18,00
17.07.03	-	0,35	0,18	4,83	60,40	-	-	-	-	-	-	-
Messstelle 4												
17.07.02	-	1,18	0,10	4,54	26,50	-42,00	-	0,97	-	10,70	-	12,00
19.07.02	1,57	0,56	0,01	4,79	22,30	2,00	-	5,16	-	10,40	-	-9,00
29.07.02	3,13	2,32	0,43	5,67	68,20	-144,00	-	6,61	-	17,70	-	-41,00
06.08.02	-	2,08	1,49	5,99	60,90	-133,00	-	0,22	-	11,60	-	-27,00
13.08.02	1,46	0,59	0,34	4,84	28,20	-	-	0,07	-	11,10	-	-3,00
20.08.02	3,55	0,00	0,93	5,95	84,30	-206,00	-	0,23	-	11,80	-	-26,00
28.08.02	-	-	-	6,00	58,50	-178,00	-	0,42	-	11,80	-	-21,00
05.09.02	-	-	-	5,66	65,30	-104,00	-	0,54	-	10,90	-	-29,00
10.09.02	-	-	-	6,13	90,00	-117,00	-	8,24	-	10,30	-	-25,00
17.09.02	-	-	-	6,01	75,50	-216,00	-	0,29	-	9,50	-	-7,00

(Blatt 13 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
27.09.02	1,80	0,47	0,27	5,41	31,20	-156,00	-	0,26	-	7,70	-	-15,00
04.10.02	-	0,31	0,60	5,53	39,30	-190,00	-	0,36	-	7,50	-	-27,00
08.10.02	-	0,45	0,17	4,85	26,90	-138,00	-	0,65	-	6,90	-	-13,00
17.10.02	-	0,00	0,08	4,02	34,70	-	-	0,37	-	6,60	-	-6,00
23.10.02	-	1,16	0,05	4,62	27,80	268,00	-	0,29	-	5,90	-	3,00
31.10.02	1,20	0,87	0,22	5,19	31,30	197,00	-	1,02	-	4,80	-	-19,00
06.11.02	1,43	0,00	0,37	5,35	38,50	135,00	-	0,87	-	4,10	-	-13,00
13.11.02	-	1,00	0,10	4,75	27,70	273,00	-	1,36	-	3,00	-	1,00
20.11.02	1,00	0,84	0,14	4,69	26,60	-	-	1,06	-	3,40	-	-5,00
27.11.02	2,31	0,58	0,33	5,23	30,60	-131,00	-	0,25	-	3,50	-	-24,00
04.12.02	2,25	0,70	0,41	5,08	30,60	-239,00	-	0,18	-	3,70	-	-16,00
11.12.02	-	0,52	1,20	5,11	36,30	161,00	-	0,54	-	-2,10	-	-35,00
08.01.03	2,00	0,00	0,79	5,81	39,30	102,00	-	0,85	-	1,70	-	-26,00
15.01.03	1,06	0,57	0,39	4,87	31,60	317,00	-	0,85	-	0,70	-	-
23.01.03	1,20	0,79	0,49	5,54	106,80	135,00	-	0,94	-	1,40	-	-22,00
30.01.03	2,21	0,54	0,34	4,39	47,70	139,00	-	0,42	-	0,90	-	-14,00
06.02.03	2,00	1,66	0,45	4,68	37,60	61,00	-	1,35	-	1,20	-	-
18.02.03	2,70	0,17	0,51	5,08	52,10	190,00	-	1,83	-	1,10	-	-28,00
25.02.03	3,19	0,45	0,83	5,67	40,20	129,00	-	4,01	-	2,20	-	-29,00
04.03.03	-	0,82	0,72	5,04	89,50	99,00	-	1,29	-	1,50	-	-21,00
13.03.03	2,23	1,63	0,61	4,71	35,40	120,00	-	1,27	-	1,20	-	-8,00
18.03.03	-	1,03	0,46	5,50	59,00	227,00	-	1,10	-	1,20	-	-29,00
25.03.03	-	0,59	0,54	4,70	41,50	204,00	-	1,71	-	1,50	-	-22,00
01.04.03	-	0,80	0,28	4,78	38,60	181,00	-	0,68	-	2,00	-	-12,00

(Blatt 14 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
08.04.03	-	0,46	0,44	5,44	50,00	291,00	-	1,58	-	1,10	-	-29,00
16.04.03	-	0,62	0,06	4,10	33,30	170,00	-	4,92	-	2,20	-	-10,00
23.04.03	-	1,84	0,20	4,43	39,80	382,00	-	5,88	-	3,40	-	-17,00
06.05.03	-	0,00	0,28	5,23	37,80	140,00	-	1,49	-	5,80	-	-31,00
13.05.03	-	0,55	0,81	4,97	40,70	24,00	-	1,27	-	3,90	-	-23,00
20.05.03	-	0,53	0,90	4,49	51,70	43,00	-	1,81	-	6,30	-	-30,00
11.06.03	1,54	0,57	0,98	4,74	46,80	29,00	-	3,03	-	10,30	-	-33,00
25.06.03	1,91	0,63	0,94	4,98	47,30	-123,00	-	1,90	-	9,70	-	-35,00
01.07.03	-	0,31	0,03	-	-	-89,00	-	1,04	-	9,30	-	-30,00
09.07.03	-	0,42	4,46	5,10	96,60	-169,00	-	-	-	9,60	-	-20,00
17.07.03	-	0,64	5,23	5,51	85,00	-	-	-	-	-	-	-
Messstelle 5												
16.05.01	0,36	0,30	0,06	5,73	30,20	-	-	-	-	-	-	-
21.05.01	0,80	0,70	0,09	5,05	30,80	-	-	-	-	-	-	-
29.05.01	0,82	0,70	0,05	5,11	34,00	-	-	-	-	-	-	-7,00
07.06.01	0,50	0,24	0,09	5,09	33,80	-	-	-	-	-	-	-7,50
14.06.01	0,83	0,56	0,03	4,74	37,50	-	-	-	-	-	-	-10,40
21.06.01	0,29	0,07	0,01	4,91	30,10	-	-	-	-	-	-	-11,00
28.06.01	0,30	0,00	0,05	5,01	34,90	-109,00	-	-	-	-	-	-13,00
05.07.01	0,36	0,20	0,07	5,20	29,10	-116,00	-	-	-	-	-	-21,00
12.07.01	0,72	0,60	0,05	4,86	24,60	-115,00	-	-	-	-	-	-
19.07.01	0,43	0,22	0,05	4,92	23,20	-106,00	-	-	-	-	-	-16,00
26.07.01	0,62	0,44	0,07	5,02	26,90	-146,00	-	-	-	-	-	-15,00
01.08.01	0,60	0,36	0,13	4,73	25,40	-159,00	-	-	-	-	-	-22,00

(Blatt 15 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
08.08.01	0,86	0,70	0,09	4,80	25,90	-89,00	-	-	-	-	-	-13,00
22.08.01	0,60	0,14	0,07	5,23	26,60	-155,00	-	-	-	-	-	-21,00
30.08.01	1,17	0,11	0,28	5,33	34,80	117,00	-	-	-	-	-	-21,00
06.09.01	1,07	0,74	0,13	4,73	27,60	25,00	-	-	-	-	-	-14,00
12.09.01	1,14	0,77	0,12	4,91	31,20	290,00	-	-	-	-	-	-3,00
20.09.01	0,80	0,60	0,00	4,59	29,20	147,00	-	-	-	-	-	-7,00
24.09.01	0,89	0,35	0,42	4,66	29,00	-	-	-	-	-	-	-3,00
02.10.01	0,53	0,14	0,09	4,82	23,60	20,00	-	-	-	-	-	-15,00
10.10.01	0,29	0,06	0,00	4,76	29,50	83,00	-	-	-	-	-	-7,00
17.10.01	0,60	0,40	0,11	4,53	30,70	55,00	-	-	-	-	-	-9,00
24.10.01	0,74	0,45	0,11	4,74	31,10	49,00	-	-	-	-	-	-11,00
01.11.01	0,24	0,00	0,11	4,84	27,20	61,00	-	-	-	-	-	-13,00
07.11.01	0,34	0,08	0,03	5,05	27,60	42,00	-	-	-	-	-	-
14.11.01	0,55	0,06	0,14	5,29	28,10	86,00	-	-	-	-	-	-11,00
22.11.01	0,38	0,16	0,13	5,39	30,40	108,00	-	-	-	-	-	-1,00
27.11.01	1,10	0,27	0,07	5,27	32,90	287,00	-	-	-	-	-	-10,00
06.12.01	0,41	0,26	0,15	4,49	31,00	47,00	-	-	-	-	-	-6,00
13.12.01	0,99	0,07	0,40	4,47	35,80	-107,00	-	-	-	-	-	-7,00
18.12.01	0,36	0,16	0,15	4,28	33,20	-70,00	-	-	-	-	-	-5,00
09.01.02	0,33	0,30	0,15	5,12	43,20	5,00	-	-	-	-	-	-16,00
18.01.02	0,52	0,37	0,15	4,66	34,50	-103,00	-	-	-	-	-	-4,00
24.01.02	1,47	0,00	0,15	4,79	36,50	12,00	-	-	-	-	-	-8,00
29.01.02	1,21	0,60	0,12	4,99	32,00	-114,00	-	-	-	-	-	-13,00
05.02.02	0,51	0,33	0,08	5,06	34,00	-72,00	-	-	-	-	-	-8,00

(Blatt 16 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Flur
12.02.02	0,60	0,35	0,13	5,02	28,70	-163,00	-	-	-	-	-	-1,00
20.02.02	-	0,95	0,21	4,92	30,00	-160,00	-	-	-	-	-	-10,00
01.03.02	0,50	0,20	0,17	4,90	21,70	-78,00	-	-	-	-	-	-14,00
06.03.02	0,50	0,25	0,23	5,09	28,60	-	-	-	-	-	-	-13,00
15.03.02	0,53	0,26	0,17	4,77	26,10	-102,00	-	-	-	-	-	-17,00
20.03.02	1,21	0,67	0,21	4,73	29,80	119,00	-	-	-	-	-	-8,00
27.03.02	0,64	0,42	0,18	4,63	28,20	18,00	-	-	-	-	-	-18,00
02.04.02	1,23	0,48	0,15	4,96	27,30	-217,00	-	-	-	-	-	-8,00
08.04.02	1,51	1,30	0,15	5,19	45,80	-230,00	-	-	-	-	-	-10,00
16.04.02	1,23	1,03	0,13	5,06	37,80	-176,00	-	-	-	-	-	-8,00
23.04.02	0,98	0,40	0,09	4,94	33,60	-172,00	-	-	-	-	-	-10,00
29.04.02	0,88	0,35	0,20	4,96	27,90	-149,00	-	-	-	-	-	5,00
07.05.02	-	0,19	0,09	4,86	24,50	-69,00	-	-	-	-	-	-15,00
15.05.02	1,02	0,51	0,14	4,80	49,30	-45,00	-	-	-	-	-	-8,00
24.05.02	-	-	-	-	-	-148,00	-	3,17	-	10,60	-	-16,00
29.05.02	-	0,37	0,08	4,98	22,90	-15,00	-	7,11	-	9,70	-	-16,00
04.06.02	-	0,43	0,19	5,10	30,20	-102,00	-	8,21	-	11,70	-	-23,00
11.06.02	1,51	0,58	0,18	4,83	28,10	-90,00	-114,00	1,20	0,78	10,80	11,10	-21,00
18.06.02	1,38	0,88	0,23	5,02	32,10	-124,00	-151,00	1,30	0,99	14,90	13,30	-21,00
25.06.02	-	0,79	0,28	4,98	31,60	-102,00	-116,00	0,48	0,25	13,90	13,80	-15,00
03.07.02	-	0,96	0,24	4,82	42,50	-121,00	-138,00	0,26	0,13	11,60	11,60	-23,00
08.07.02	-	0,27	0,25	4,83	30,90	-9,00	-15,00	0,18	0,20	12,00	12,00	-17,00
17.07.02	0,85	0,75	0,26	4,87	26,20	-31,00	-	-	-	-	-	-2,00
19.07.02	1,37	0,57	0,21	5,08	33,40	-41,00	-42,00	0,38	0,19	11,80	11,80	-18,00

(Blatt 17 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Fluor
29.07.02	-	0,97	0,26	5,09	28,70	-137,00	-126,00	0,28	0,10	14,50	13,30	-17,00
06.08.02	2,58	0,64	0,34	4,92	30,30	-128,00	-130,00	0,56	0,29	14,70	14,50	-13,00
13.08.02	1,29	0,50	0,35	4,98	28,40	-	-	0,47	0,32	13,20	13,40	-4,00
20.08.02	0,88	0,26	0,31	4,98	26,20	-156,00	-186,00	0,35	0,10	16,20	15,00	-5,00
28.08.02	-	0,82	0,36	4,82	28,20	-150,00	-163,00	0,44	0,34	16,60	15,40	-15,00
05.09.02	-	0,87	0,07	4,85	38,20	-57,00	-74,00	0,85	0,32	13,50	12,90	-18,00
10.09.02	-	0,26	0,34	4,97	29,40	-42,00	-	0,42	-	12,60	-	-17,00
17.09.02	-	0,36	0,23	5,09	30,20	-156,00	-194,00	0,69	0,40	10,90	11,00	-16,00
27.09.02	1,87	0,37	0,33	5,27	22,80	-67,00	-87,00	0,57	0,46	8,50	8,70	-7,00
04.10.02	-	0,42	0,21	4,91	22,80	62,00	-57,00	0,81	0,73	8,60	8,00	-15,00
08.10.02	-	0,44	0,26	5,13	27,60	-65,00	-77,00	0,44	0,35	7,10	7,60	-6,00
17.10.02	-	0,35	0,19	4,56	31,70	-	-	0,73	-	5,10	-	-12,00
23.10.02	0,58	0,28	0,20	4,59	26,10	-55,00	-	0,76	0,50	6,20	6,40	-3,00
31.10.02	0,85	0,49	0,31	4,87	26,80	-123,00	-145,00	0,95	0,44	5,50	5,70	-10,00
06.11.02	0,54	0,27	0,23	5,16	24,50	-49,00	-61,00	0,90	0,43	3,80	4,90	-9,00
13.11.02	-	0,61	0,27	5,03	28,20	119,00	95,40	3,46	1,03	2,20	3,40	-2,00
20.11.02	1,20	0,82	0,26	5,13	25,60	-46,00	-49,00	2,20	1,44	2,40	3,10	-6,00
27.11.02	0,78	0,33	0,25	4,98	25,40	-12,00	-89,00	1,92	0,50	2,70	3,00	-11,00
04.12.02	1,38	0,40	0,25	4,97	26,10	215,00	-77,00	2,17	0,97	2,50	2,90	-7,00
11.12.02	-	0,32	0,29	4,90	24,80	-88,00	-117,00	0,94	0,30	0,30	1,30	-
18.12.02	1,10	0,32	0,39	5,40	23,60	-17,00	-49,00	0,98	0,30	0,50	1,30	-18,00
08.01.03	0,52	0,00	0,39	5,85	23,50	-	-	-	-	-	-	-
15.01.03	0,85	0,27	0,49	5,03	25,60	-58,00	-58,00	2,27	0,43	0,00	0,50	-9,00
23.01.03	0,42	0,25	0,38	4,80	35,80	-49,00	-121,00	0,41	0,10	0,10	0,30	-14,00

(Blatt 18 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

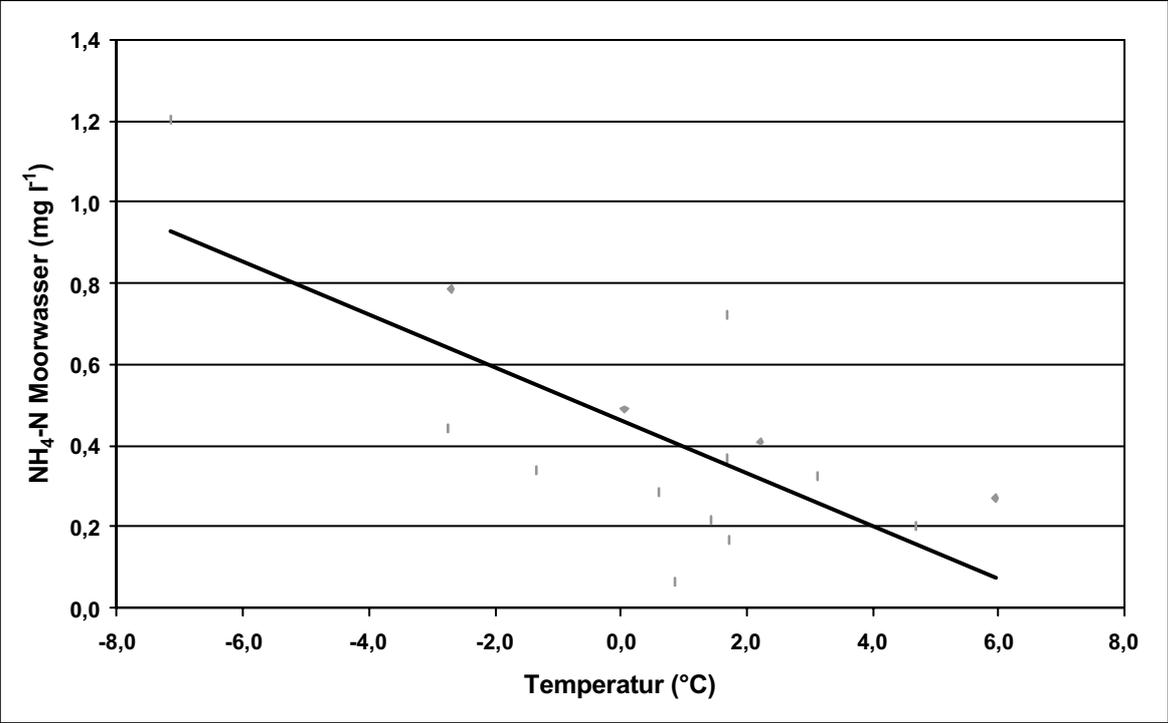
Anlage 51: Chemische Parameter des Moorwassers

Datum	N _t mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	pH	LF µS cm ⁻¹	RP ¹ mV	RP ² mV	O ₂ ¹ mg l ⁻¹	O ₂ ² mg l ⁻¹	T ¹ °C	T ² °C	Wasserstand cm Fluor
30.01.03	1,93	0,39	0,36	4,48	42,70	-	41,00	-	0,38	0,10	0,30	-
06.02.03	2,05	1,01	0,30	4,18	32,60	157,00	70,00	2,31	0,95	0,20	0,30	-16,00
18.02.03	2,27	0,02	0,29	4,13	53,40	136,00	30,00	2,20	1,51	0,00	0,50	-19,00
25.02.03	2,14	0,07	0,52	4,93	54,40	-31,00	-37,00	1,32	0,42	0,40	0,60	-20,00
04.03.03	-	0,42	0,30	4,55	34,00	-18,00	-22,00	0,68	0,18	0,40	0,50	-13,00
13.03.03	1,47	0,70	0,22	5,22	30,60	122,00	23,00	1,84	0,49	0,00	0,30	-12,00
18.03.03	-	0,75	0,08	4,66	32,80	197,00	64,00	2,42	0,43	0,30	0,30	-16,00
25.03.03	-	0,56	0,18	4,60	33,70	25,00	-	3,61	1,41	0,60	0,50	-11,00
01.04.03	-	0,35	0,18	4,44	30,40	261,00	223,00	1,88	0,51	2,80	3,40	1,00
08.04.03	-	0,34	0,20	5,08	28,80	89,00	23,00	3,37	3,26	-0,10	0,10	-10,00
16.04.03	-	0,23	0,02	4,14	29,40	117,00	54,00	1,81	0,96	0,50	0,40	-7,00
23.04.03	-	0,76	0,20	4,40	50,80	43,00	23,00	1,48	1,26	2,70	2,30	-10,00
06.05.03	-	0,00	0,00	4,50	33,00	6,00	-28,00	1,52	0,72	8,50	8,10	-13,00
13.05.03	-	0,13	0,13	4,52	28,90	-14,00	-59,00	1,15	0,61	9,80	9,30	-11,00
20.05.03	-	0,46	0,19	4,26	26,40	-59,00	-57,00	1,30	0,61	8,90	8,50	-15,00
11.06.03	1,38	0,65	0,18	4,03	32,30	-3,00	-5,00	0,44	0,38	15,50	15,20	-15,00
25.06.03	1,09	0,49	0,19	5,03	37,60	-55,00	-76,00	1,98	0,74	13,70	12,10	-22,00
01.07.03	-	0,40	0,21	-	-	-64,00	-97,00	1,16	0,64	14,00	12,80	-25,00
09.07.03	-	0,29	0,31	4,60	28,90	124,00	-117,00	0,96	0,40	13,20	13,00	-18,00
17.07.03	-	0,25	0,19	4,67	36,70	-147,00	-144,00	-	-	10,70	9,30	-26,00

(Blatt 19 v. 19)

¹ 20 cm Tiefe ² 40 cm Tiefe

Anlage 52: Linearer Zusammenhang zwischen Ammonium-N-Gehalt im Moorwasser (Mst. 4) auf der zentralen Moorfläche zur Temperatur im Cluster 1



Anlage 53: NH₄- und NO₃-N-Gehalte des Moorwassers in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (Mst. 4)

Messstelle 4	NO ₃ -N mg l ⁻¹		NH ₄ -N mg l ⁻¹	
	0 - 40 cm Tiefe	40 - 80 cm Tiefe	0 - 40 cm Tiefe	40 - 80 cm Tiefe
08.07.02	0,80	1,11	0,40	0,76
17.07.02	0,89	1,32	0,07	0,46
19.07.02	0,58	0,52	0,02	0,22
29.07.02	1,35	1,07	0,47	0,28
06.08.02	1,41	1,02	1,70	0,34
13.08.02	0,50	0,81	0,40	0,19
20.08.02	0,00	0,07	0,80	0,28
28.08.02	0,67	0,70	0,49	0,20
05.09.02	0,50	0,67	0,12	0,18
17.09.02	0,33	0,10	0,64	0,12
27.09.02	0,46	0,78	0,36	0,18
04.10.02	0,33	0,49	0,12	0,19
08.10.02	0,60	1,14	0,26	0,21
17.10.02	0,76	0,17	0,11	0,06
23.10.02	0,22	0,28	0,12	0,08
31.10.02	0,71	0,54	0,06	0,21
06.11.02	0,09	0,57	0,26	0,13
13.11.02	0,52	0,53	0,26	0,11
20.11.02	0,82	0,69	0,13	0,19
27.11.02	0,63	0,36	0,15	0,16
04.12.02	0,37	0,54	0,31	0,09
11.12.02	0,43	0,21	0,27	0,23
18.12.02	0,01	0,54	0,65	0,75
08.01.03	0,23	0,00	0,40	0,02
15.01.03	0,59	0,45	0,03	0,45
23.01.03	0,71	0,51	0,34	0,53
30.01.03	0,68	0,35	0,20	0,59
06.02.03	0,54	1,87	0,22	0,45
13.03.03	1,73	0,85	0,48	0,50
18.03.03	1,12	0,63	0,16	0,30
25.03.03	0,44	0,41	0,30	0,50
01.04.03	0,78	0,62	0,17	0,32
08.04.03	0,78	0,60	0,29	0,34
16.04.03	0,48	0,53	0,00	0,07
23.04.03	1,37	0,94	0,07	0,23
06.05.03	-	-	0,02	0,30
20.05.03	0,40	0,30	0,30	0,53
11.06.03	0,41	0,33	0,61	0,31
25.06.03	0,63	0,46	-	-
01.07.03	0,60	0,07	0,76	0,34

Anlage 54: NH₄- und NO₃-N-Gehalte des Moorwassers in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (Mst. 5)

Messstelle 5	NO ₃ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N
	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹
Datum	0 - 40 cm Tiefe	40 - 80 cm Tiefe	0 - 40 cm Tiefe	40 - 80 cm Tiefe
24.09.01	0,56	0,64	2,88	2,38
02.10.01	0,13	0,14	0,21	0,29
10.10.01	0,20	0,18	0,01	0,16
17.10.01	0,32	0,32	0,32	0,40
24.10.01	0,26	0,37	0,16	0,34
01.11.01	0,04	0,04	0,08	0,28
07.11.01	0,14	0,22	0,00	0,18
14.11.01	0,35	0,22	0,07	0,24
22.11.01	0,42	0,36	0,09	0,30
27.11.01	0,20	0,25	0,01	0,18
06.12.01	0,40	0,25	0,08	0,29
13.12.01	0,33	0,08	0,32	0,17
18.12.01	0,20	0,15	0,07	0,23
09.01.02	1,00	0,91	0,11	0,22
18.01.02	0,96	1,07	0,15	0,22
24.01.02	0,00	0,00	0,13	0,24
29.01.02	1,25	1,06	0,13	0,22
05.02.02	0,33	1,11	0,07	0,18
12.02.02	0,35	1,04	0,03	0,22
20.02.02	0,83	1,08	0,17	0,27
01.03.02	0,60	0,42	0,25	0,26
06.03.02	0,13	0,15	0,28	0,28
15.03.02	0,36	0,35	0,11	0,20
20.03.02	0,57	0,70	0,19	0,23
27.03.02	0,77	0,66	0,18	0,26
02.04.02	0,80	0,93	0,12	0,23
08.04.02	1,30	1,26	0,15	0,30
16.04.02	1,40	1,00	0,07	0,19
23.04.02	0,70	0,86	0,06	0,19
29.04.02	0,48	0,26	0,11	0,19
07.05.02	0,50	0,04	0,06	0,13
15.05.02	0,45	0,41	0,10	0,17
29.05.02	0,62	1,07	0,04	0,12
04.06.02	0,72	0,65	0,08	0,25
11.06.02	1,06	0,86	0,20	0,31
18.06.02	1,03	1,13	0,10	0,30
25.06.02	1,01	0,91	0,30	0,36
03.07.02	1,28	0,92	0,20	0,37
08.07.02	0,96	0,82	0,18	0,38

Anlage 54: NH₄- und NO₃-N-Gehalte des Moorwassers in Abhängigkeit unterschiedlicher Tiefen (Mst. 5)

Messstelle 5	NO ₃ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N
	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹
Datum	0 - 40 cm Tiefe	40 - 80 cm Tiefe	0 - 40 cm Tiefe	40 - 80 cm Tiefe
17.07.02	0,82	0,84	0,22	0,45
19.07.02	0,45	1,02	0,01	0,41
29.07.02	0,71	0,78	0,15	0,48
06.08.02	0,61	0,62	0,35	0,41
13.08.02	1,06	0,87	0,15	0,48
20.08.02	0,54	0,37	0,33	0,51
28.08.02	1,04	0,89	0,55	0,50
05.09.02	0,48	0,92	0,14	0,15
17.09.02	0,64	0,75	0,75	0,27
27.09.02	1,04	0,63	0,11	0,66
04.10.02	0,63	0,54	0,19	0,83
08.10.02	0,84	0,00	0,12	0,79
17.10.02	0,06	0,27	0,08	0,77
23.10.02	0,51	0,57	0,06	0,71
31.10.02	0,77	0,33	0,12	0,51
06.11.02	1,09	0,67	0,08	0,52
13.11.02	0,56	0,59	0,10	0,43
20.11.02	0,52	0,91	0,10	0,45
27.11.02	0,48	0,44	0,21	0,42
04.12.02	0,56	0,61	0,20	0,33
11.12.02	0,56	0,29	0,30	0,37
08.01.03	0,00	0,00	0,73	0,47
15.01.03	0,57	0,40	0,64	0,55
23.01.03	0,63	0,43	0,57	0,53
30.01.03	0,34	0,39	0,67	0,69
06.02.03	1,35	0,36	0,56	0,57
18.02.03	0,49	0,04	0,51	0,44
18.03.03	0,55	0,51	0,62	0,33
25.03.03	0,49	0,19	0,43	0,40
01.04.03	0,23	0,49	0,51	0,41
08.04.03	0,44	1,00	0,52	0,50
16.04.03	0,32	0,37	0,41	0,30
23.04.03	0,46	0,76	0,56	0,57
06.05.03	0,00	0,00	0,02	0,07
13.05.03	0,10	0,14	0,18	0,15
20.05.03	0,66	0,33	0,20	0,22
11.06.03	0,59	0,80	1,33	0,23
25.06.03	0,58	0,87	3,21	0,33
01.07.03	0,40	0,44	2,49	0,29

Anlage 55: Hydrochemischer Parameter des Moorwassers (Literaturangaben)

Standort, Moortyp und Autor	pH	LF ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg l^{-1})	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg l^{-1})
Deutschland Hochmoor Schleswig-Holstein (Aue 1985)	3,5 – 4,1		0,7 0 - 2,2	
(Werner 1990)	3,4 – 4,3	65 – 182*	0,9 – 4,3	0 – 0,05
(Twenhöven 1992)	3,8	101*	0,23	
(Lütt 1992)	3,4 – 4,2 4,3	90 – 117* 82	0 – 0,62 0,07	0,001
	3,5 – 5,8	14 – 180	0,04 – 0,09	0 – 0,002
Niedersachsen (Bertram 1988)	3,6 3,3 – 4,1	92 \pm 59	1,2 \pm 1,7	< 0,09
Niedermoor Schleswig-Holstein eutroph (Aue 1993)			0,04 – 0,5	0,01 – 0,5
mesotroph (Rixen 1997)			0,04 – 0,54	< 0,02
eutroph (Kieckbuch 2003)			0,04 – 2,6	< 0,01 – 1,35
International Hochmoor USA (Schwintzer und Tomberlin 1982)	4 \pm 0,2	57 \pm 9	0,4 \pm 0,4	7,6 \pm 11,7
Kanada (Thorman und Bayley 1997)			0,02	0,002
Finnland (Hoosbek et al. 2002)			0 (FJ) 0,02 (So) 0,02 (H)	0,09 (FJ) 0 (So) 0 (H)
Schweden (Hoosbek et al. 2002)			0,02 (FJ) 0,03 (So) 0,02 (H)	0,3 (FJ) 0 (So) 0 (H)
Niederlande (Hoosbek et al. 2002)			0,7 (FJ) 0,2 (So) 0,6 (H)	0,04 (FJ) 0 (So) 0 (H)
Niederlande (Verhoeven et al. 1996)	3,6	990	0,1	0,02

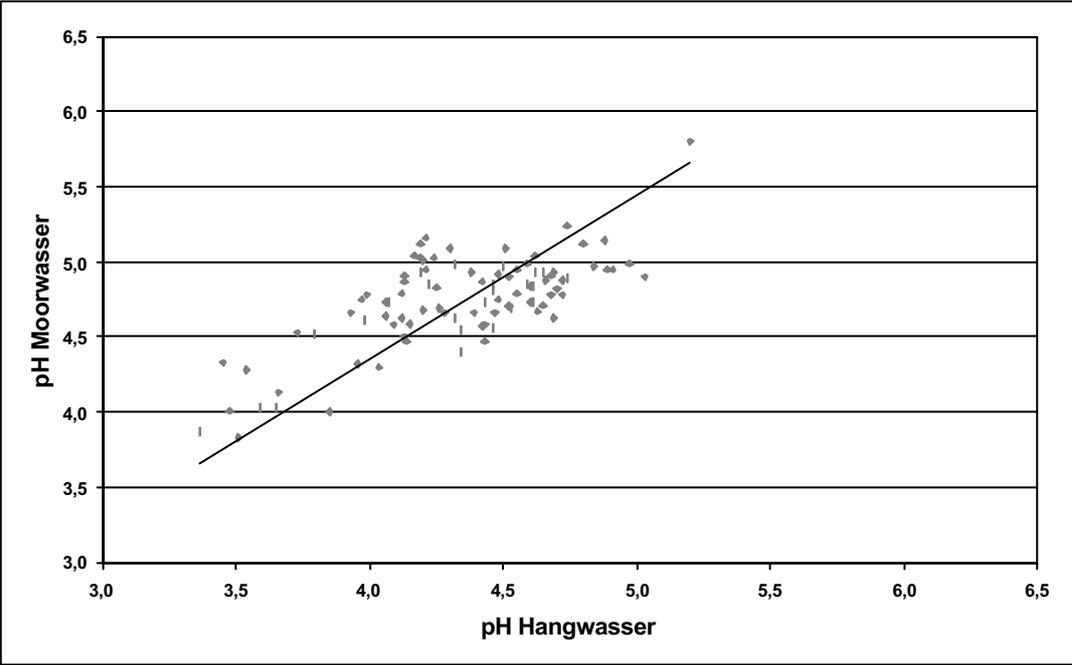
Anlage 55: Hydrochemischer Parameter des Moorwassers (Literaturangaben)

Standort, Moortyp und Autor	pH	LF ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg l ⁻¹)
Schweiz (Hoosbek et al. 2002)	3,5	1550	0 (FJ)	0,04 (FJ)
Polen (Verhoeven et al. 1996)			0,1 (So)	0,01 (So)
			0,07 (H)	0,05 (H)
Irland (Limpens 2003)			0,3	0
			0,09 ± 0,02	0,06 ± 0,02
International				
Niedermoor				
Polen				
mesotroph	5,4 (FJ)		0,5 (FJ)	0,2 (FJ)
(Wassen et al. 1998)	6,5 (So)		0,3 (So)	0,5 (So)
eutroph	6,7 (FJ)		0,2 (FJ)	0,06 (FJ)
(Wassen et al. 1998)	7,1 (So)		0,3 (So)	0,3 (So)
Niederlande	6,4	2230	0,06	0
(Verhoeven et al. 1996)				

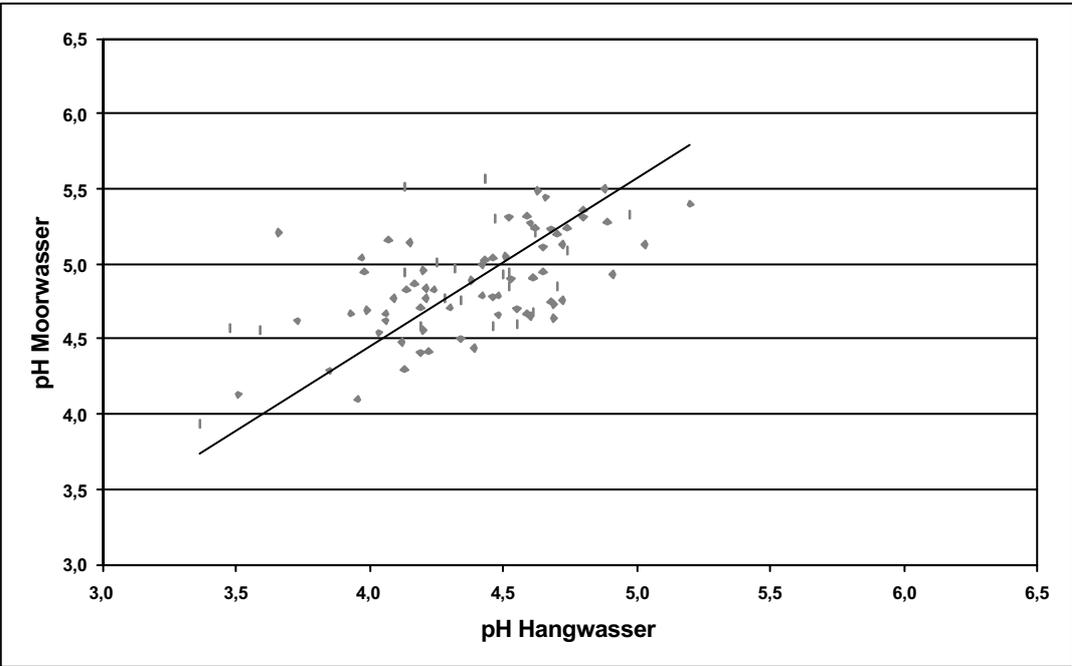
* nicht korrigiert; FJ: Frühjahr; So: Sommer; H: Herbst

(Blatt 2 v. 2)

Anlage 56: Linearer Zusammenhang zwischen pH-Werten im Hangwasser und Moorwasser im Hangwasserbereich (Mst. 1)



Anlage 57: Linearer Zusammenhang zwischen pH-Werten im Hangwasser und Moorwasser auf der zentralen Moorfläche (Mst. 4)



Anlage 58: Mittelwertvergleich der N-Konzentrationen in der Biomasse

	Mittelw.	Stdabw.	N	Diff.	Stdabw. Diff.	t	FG	p
VAR1	19,83	2,65						
VAR1	19,83	2,65	2	0	0	0	1	1
VAR1	19,83	2,65						
VAR2	9,53	0,13	2	10,30	2,53	5,77	1	0,109
VAR1	19,83	2,65						
VAR3	15,58	2,05	2	4,24	0,60	9,92	1	0,064
VAR1	19,83	2,65						
VAR4	36,17	1,89	2	-16,35	0,76	-30,50	1	0,021
VAR1	19,83	2,65						
VAR5	22,26	4,22	2	-2,44	1,57	-2,20	1	0,272
VAR1	19,83	2,65						
VAR6	53,00	1,41	2	-33,18	1,24	-37,77	1	0,017
VAR1	19,83	2,65						
VAR7	19,93	0,90	2	-0,11	3,55	-0,04	1	0,973
VAR2	9,53	0,13						
VAR1	19,83	2,65	2	-10,30	2,53	-5,77	1	0,109
VAR2	9,53	0,13						
VAR2	9,53	0,13	2	0,00	0,00	0,00	1	1,000
VAR2	9,53	0,13						
VAR3	15,58	2,05	2	-6,06	1,92	-4,46	1	0,140
VAR2	9,53	0,13						
VAR4	36,17	1,89	2	-26,65	1,77	-21,32	1	0,030
VAR2	9,53	0,13						
VAR5	22,26	4,22	2	-12,74	4,10	-4,40	1	0,142
VAR2	9,53	0,13						
VAR6	53,00	1,41	2	-43,48	1,28	-47,91	1	0,013
VAR2	9,53	0,13						
VAR7	19,93	0,90	2	-10,40	1,02	-14,40	1	0,044
VAR3	15,58	2,05						
VAR1	19,83	2,65	2	-4,24	0,60	-9,92	1	0,064
VAR3	15,58	2,05						
VAR2	9,53	0,13	2	6,06	1,92	4,46	1	0,140
VAR3	15,58	2,05						
VAR3	15,58	2,05	2	0	0	0	1	1
VAR3	15,58	2,05						
VAR4	36,17	1,89	2	-20,59	0,15	-189,76	1	0,003
VAR3	15,58	2,05						
VAR5	22,26	4,22	2	-6,68	2,18	-4,34	1	0,144
VAR3	15,58	2,05						
VAR6	53,00	1,41	2	-37,42	0,64	-82,97	1	0,008

Anlage 58: Mittelwertvergleich der N-Konzentrationen in der Biomasse

	Mittelw.	Stdabw.	N	Diff.	Stdabw. Diff.	t	FG	p
VAR3	15,58	2,05						
VAR7	19,93	0,90	2	-4,35	2,94	-2,09	1	0,284
VAR4	36,17	1,89						
VAR1	19,83	2,65	2	16,35	0,76	30,50	1	0,021
VAR4	36,17	1,89						
VAR2	9,53	0,13	2	26,65	1,77	21,32	1	0,030
VAR4	36,17	1,89						
VAR3	15,58	2,05	2	20,59	0,15	189,76	1	0,003
VAR4	36,17	1,89						
VAR4	36,17	1,89	2	0	0	0	1	1
VAR4	36,17	1,89						
VAR5	22,26	4,22	2	13,91	2,33	8,45	1	0,075
VAR4	36,17	1,89						
VAR6	53,00	1,41	2	-16,83	0,48	-49,14	1	0,013
VAR4	36,17	1,89						
VAR7	19,93	0,90	2	16,24	2,79	8,23	1	0,077
VAR5	22,26	4,22						
VAR1	19,83	2,65	2	2,44	1,57	2,20	1	0,272
VAR5	22,26	4,22						
VAR2	9,53	0,13	2	12,74	4,10	4,40	1	0,142
VAR5	22,26	4,22						
VAR3	15,58	2,05	2	6,68	2,18	4,34	1	0,144
VAR5	22,26	4,22						
VAR4	36,17	1,89	2	-13,91	2,33	-8,45	1	0,075
VAR5	22,26	4,22						
VAR5	22,26	4,22	2	0	0	0	1	1
VAR5	22,26	4,22						
VAR6	53,00	1,41	2	-30,74	2,81	-15,45	1	0,041
VAR5	22,26	4,22						
VAR7	19,93	0,90	2	2,33	5,12	0,64	1	0,635
VAR6	53,00	1,41						
VAR1	19,83	2,65	2	33,18	1,24	37,77	1	0,017
VAR6	53,00	1,41						
VAR2	9,53	0,13	2	43,48	1,28	47,91	1	0,013
VAR6	53,00	1,41						
VAR3	15,58	2,05	2	37,42	0,64	82,97	1	0,008
VAR6	53,00	1,41						
VAR4	36,17	1,89	2	16,83	0,48	49,14	1	0,013
VAR6	53,00	1,41						
VAR5	22,26	4,22	2	30,74	2,81	15,45	1	0,041

Anlage 58: Mittelwertvergleich der N-Konzentrationen in der Biomasse

	Mittelw.	Stdabw.	N	Diff.	Stdabw. Diff.	t	FG	p
VAR6	53,00	1,41						
VAR6	53,00	1,41	2	0,00	0,00	0,00	1	1
VAR6	53,00	1,41						
VAR7	19,93	0,90	2	33,07	2,31	20,29	1	0,031
VAR7	19,93	0,90						
VAR1	19,83	2,65	2	0,11	3,55	0,04	1	0,973
VAR7	19,93	0,90						
VAR2	9,53	0,13	2	10,40	1,02	14,40	1	0,044
VAR7	19,93	0,90						
VAR3	15,58	2,05	2	4,35	2,94	2,09	1	0,284
VAR7	19,93	0,90						
VAR4	36,17	1,89	2	-16,24	2,79	-8,23	1	0,077
VAR7	19,93	0,90						
VAR5	22,26	4,22	2	-2,33	5,12	-0,64	1	0,635
VAR7	19,93	0,90						
VAR6	53,00	1,41	2	-33,07	2,31	-20,29	1	0,031
VAR7	19,93	0,90						
VAR7	19,93	0,90	2	0,00	0,00	0,00	1	1

(Blatt 3 v. 3)

Anlage 59: Literaturüberblick Nährstoffgehalte unterschiedlicher Moorvegetation

Standort (Autor)	Pflanzenart	Bemerkung	K (mg g ⁻¹)	P (mg g ⁻¹)	N (mg g ⁻¹)	C/N	N/P	
Deutschland (Schleswig-Holstein) (Twenhöven 1992)	<i>Sphagnum fallax</i> <i>Sphagnum magellanicum</i>				10,2 – 10,3			
					9,4 – 9,7			
	<i>Sphagnum fallax</i>	Schlenke			7,0 – 10,2			
		Rasen Bult			5,9 – 8,4 5,1 – 14,7			
(Lütt 1992)	<i>Sphagnum magellanicum</i>	Schlenke Rasen Bult			7,3 – 8,2 6,0 – 8,0 5,8 – 7,3			
Schweden (Malmer und Sjörs 1955)	<i>Sphagnum magellanicum</i>				6,0 – 6,2			
	(Damman 1978)	<i>Sphagnum magellanicum</i>			9,8			
		<i>Sphagnum magellanicum</i>	Normale N-Deposition	4,0 ± 1,0	0,4 ± 0,1	11,0 ± 3,2		
	(Hoosbeek et al. 2002)	<i>Sphagnum magellanicum</i>	Erhöhte N-Deposition	3,3 ± 1,2	0,4 ± 0,1	19,1 ± 1,5		
		<i>Eriophorum angustifolium</i>	Normale N-Deposition	12,5 ± 2,1	0,8 ± 0,1	12,5 ± 1,6		
		Erhöhte N-Deposition	9,1 ± 4,0	0,9 ± 0,3	13,9 ± 0,7			
Niederlande (Heijmans 2000)	<i>Sphagnum magellanicum</i>	Normale N-Deposition	6,4 ± 0,5	0,7 ± 0,05	16,8 ± 0,7	29,0 ± 1,0		
		Erhöhte N-Deposition	5,3 ± 0,2	0,68 ± 0,03	24,3 ± 0,6	20,0 ± 0		
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Normale N-Deposition	8,5 ± 0,7	0,6 ± 0,04	14,5 ± 0,4	36,0 ± 1,0		
		Erhöhte N-Deposition	8,9 ± 0,5	0,7 ± 0,05	14,8 ± 0,3	35,0 ± 1,0		
	(Limpens 2003)	<i>Sphagnum papillosum</i>	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		0,4 ± 0,02	9,1 ± 0,2	48,0 ± 1,0	23,0 ± 1,0
			80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		0,5 ± 0,04	16,3 ± 0,5	28,0 ± 1,0	38,0 ± 3,0
		<i>Eriophorum angustifolium</i>	0 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ 80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹		0,2 ± 0,02 0,2 ± 0,01	9,1 ± 0,5 9,9 ± 0,3		28,0 ± 5,0 25,0 ± 1,0
		<i>Sphagnum magellanicum</i>		3,8 ± 0,02	0,3 ± 0,03	13,8 ± 1,1		

Anlage 59: Literaturüberblick Nährstoffgehalte unterschiedlicher Moorvegetation

Standort (Autor)	Pflanzenart	Bemerkung	K (mg g ⁻¹)	P (mg g ⁻¹)	N (mg g ⁻¹)	C/N	N/P
Finnland (Hoosbeek et al. 2002)	<i>Sphagnum balticum</i>	Normale N-Deposition	5,1 ± 0,7	0,6 ± 0,2	10,1 ± 1,4		
		Erhöhte N-Deposition	3,6 ± 0,9	0,5 ± 0,1	15,7 ± 1,4		
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	Normale N-Deposition	5,2 ± 1,2	1,2 ± 0,2	13,2 ± 1,2		
		Erhöhte N-Deposition	5,3 ± 0,8	1,1 ± 0,2	14,6 ± 1,9		
Schweiz (Hoosbeek et al. 2002)	<i>Sphagnum fallax</i>	Normale N-Deposition	8,5 ± 1,4	0,8 ± 0,3	12,3 ± 1,7		
		Erhöhte N-Deposition	9,2 ± 1,9	0,9 ± 0,2	18,2 ± 0,7		
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	Normale N-Deposition	10,9 ± 2,3	2,3 ± 0,5	18,1 ± 2,7		
		Erhöhte N-Deposition	12,7 ± 2,4	3,1 ± 0,4	20,7 ± 2,3		
Polen (Wassen et al. 1995) (Wassen et al. 1998)	<i>Eriophorum vaginatum</i>		8,8 ± 0,7	0,9 ± 0,4	13,5 ± 1,1		15,1
	<i>Bryophyt (reiches Niedermoor)</i>		3,7 ± 2,0	0,6 ± 0,1	14,1 ± 1,8		
	<i>Phanerogam (reiches Niedermoor)</i>		7,2 ± 0,9	0,9 ± 0,07	12,6 ± 0,6		
	<i>Bryophyt (mesotrophes Niedermoor)</i>		7,9 ± 0,7	3,3 ± 1,2	12,5 ± 0,7		
	<i>Phanerogam (mesotrophes Niedermoor)</i>		14,7 ± 2,6	3,5 ± 0,4	16,7 ± 1,0		
Irland (Limpens 2003)	<i>Sphagnum magellanicum</i>		5,6 ± 1,6	0,3 ± 0,06	8,4 ± 0,8		
	<i>Sphagnum papillosum</i>		2,9 ± 0,3	0,3 ± 0,02	5,9 ± 1,5		
	<i>Eriophorum angustifolium</i>		1,4 ± 0,2	0,2 ± 0,02	7,3 ± 0,7		
Kanada (Thormann et al. 1997)	<i>Eriophorum angustifolium</i>			24,0 ± 0,6	19,0 ± 0,5		

Anlage 60: Literaturüberblick chemischer Parameter des Torfs

Standort, Moortyp, Autor	Bemerkg.	NH_4^+ mg N kg^{-1} (1) mg N m^{-2} (2)	NO_3^- mg N kg^{-1} (1) mg N m^{-2} (2)	N_t mg kg^{-1} (1) % (2) mg m^{-2} (3)	C/N (1) N_c % (2)	pH (CaCl_2)	Trocken roh- dichte g dm^{-3}
- Oligotroph saures Moor - Mesotrophes subneutrales Moor - Mesotrophes kalkhaltiges Moor - Eutrophes Moor allgemein (Succow und Jeschke 1986)					< 3 (2) 3 – 4,9 (2) 4,9 – 10 (2)	2,5 – 4,8 4,8 – 6,4 6,4 – 8,0	
Hochmoor Niedermoore - allgemein (Göttlich 1990)	schwach zersetzt stark zersetzt			< 1 (2) 2 – 4 (2)	50 – 100 (1) 20- 70 (1) 15 – 35 (1)	2,5 – 3,0 (3,5)	
Norddeutschland Hochmoor (Roderfeld 1992)	Weißtorf Schwarztorf				39 – 82 (1) 46 – 65 (1)	2,5 – 3,5 2,5 – 3,5	
Schottland Hochmoor (Yesmin et al. 1996)		75,1 ± 3,3 (1)	1,7 ± 0,1 (1)	1,62 ± 0,1(2)	29,8 ± 1,9 (1)	2,78 ± 0,04	
Schottland Hochmoor (S. <i>recurvum</i>) (Williams et al.1999a)	5 – 10 cm 10 – 15 cm 15 – 20 cm 20 – 25 cm	371 (2)	44,1 (2)	1125,1 (3)		3,33 3,23 3,21 3,19	50,2 61,8 69,5 87,1
Schottland Hochmoor (S. <i>magellanicum</i>) Finnland Hochmoor (S. <i>magellanicum</i>) Estland Hochmoor (S. <i>magellanicum</i>) Frankreich Hochmoor (S. <i>magellanicum</i>) (Williams et al. 1999b)	0 – 5 cm 5 – 10 cm 30 – 35 cm 0 – 5 cm 5 – 10 cm 30 – 35 cm 0 – 5 cm 5 – 10 cm 30 – 35 cm 0 – 5 cm 5 – 10 cm 30 – 35 cm	25 (2) 40 (2) 200 (2) 0 (2) 78 (2) 420 (2) 40 (2) 20 (2) 20 (2) 40 (2) 25 (2) 250 (2)				2,85 3,25 3,39 3,79	22,1 21,1 12,2 22,9
Schottland (Williams und Silcock 1997)	0 – 5 cm 5 – 10 cm 10 – 15 cm 15 – 20 cm 20 - 25 cm 25 – 30 cm 30 – 35 cm 35 – 40 cm 40 – 45 cm						18,2 ± 1,98 26,4 ± 1,58 43,7 ± 4,84 56,8 ± 3,99 64,1 ± 2,32 62,1 ± 5,12 77,8 ± 9,01 99,0 ± 16,3 157,0 ± 23,9

Anlage 60: Literaturüberblick chemischer Parameter des Torfs

Standort, Moortyp, Autor	Bemerkg.	NH_4^+ mg N kg^{-1} (1) mg N m^{-2} (2)	NO_3^- mg N kg^{-1} (1) mg N m^{-2} (2)	N_t mg kg^{-1} (1) % (2) mg m^{-2} (3)	C/N	pH (CaCl_2)	Trockenroh- dichte g dm^{-3}
Polen Nährstoffreiches Niedermoor	5 – 15 cm			$2,01 \pm 0,4$ (2)			
Mesotrophes Niedermoor (Wassen et al. 1998)	5 – 15 cm			$2,7 \pm 0,7$ (2)			
Niederlande Hochmoor (aufgeforstet)	0 – 10 cm	37,8 (1)	1,39 (1)	1,87 (2)			
Hochmoor (Herbaceen)	0 – 10 cm	25,0 (1)	1,76 (1)	0,75 (2)			
Niedermoor (aufgeforstet)	0 – 10 cm	60,6 (1)	0,36 (1)	2,1 (2)			
Niedermoor (Herbaceen)	0 – 10 cm	67,9 (1)	0,85 (1)	2,3 (2)			
Polen Hochmoor (Herbaceen)	0 – 10 cm	62,6 (1)	3,02 (1)	0,9 (2)			
Niedermoor (aufgeforstet)	0 – 10 cm	14,2 (1)	29,9 (1)	2,3 (2)			
Niedermoor (Herbaceen)	0 – 10 cm	83,2 (1)	1,5 (1)	2,1 (2)			
Übergangsmoor (Herbaceen) (Verhoeven et al. 1996)	0 – 10 cm	59,3 (1)	1,2 (1)	2,1 (2)			
Großbritannien Hochmoor (Strathvaich)	0 – 15 cm	3,5 (1)	8,9 (1)			2,99	
Hochmoor (Gisla)	0 – 15 cm	1,9 (1)	5,8 (1)			3,02	
Hochmoor (Mharcaidh)	0 – 15 cm	1,1 (1)	8,4 (1)			3,01	
Hochmoor (Waterhead)	0 – 15 cm	12,6 (1)	8,4 (1)			2,70	
Hochmoor (Glen Dye)	0 – 15 cm	66,8 (1)	6,6 (1)			2,82	
Hochmoor (Malham Tarn)	0 – 15 cm	130,8 (1)	5,6 (1)			2,70	
Hochmoor (Chartley Moss)	0 – 15 cm	212,5 (1)	4,9 (1)			2,61	
Hochmoor (High Muffles)	0 – 15 cm	102,8 (1)	1,7 (1)			2,81	
Hochmoor (Hatfield Moor) (Sanger et al. 1996)	0 – 15 cm	142,6 (1)	1,0 (1)			2,86	
Finnland minerotrophes Niedermoor				2,1 (2)			

(Blatt 2 v. 2)

**Anlage 61: Chemische Parameter des Torfs zum Probenahmetermin am
06.08.02**

Mst.	Tiefe cm	pH	LF μS/cm	NO ₃ ⁻ mg N m ⁻² *(1) mg N kg ⁻¹ (2)	NH ₄ ⁺ mg N m ⁻² *(1) mg N kg ⁻¹ (2)	N _t % (1) g m ⁻² * (2)	C _t %	C/N	
1	0 - 20	4,76	182,0	3035,0 (1) 77,0 (2)	4525,0 (1) 114,8 (2)	1,5 (1) 571,3 (2)	32,2	22,2	
	20 - 40	4,51	50,2	1540,3 (1) 29,9 (2)	1615,4 (1) 31,4 (2)	1,6 (1) 831,4 (2)	34,1	21,1	
	40 - 60	4,89	36,7	3748,0 (1) 44,1 (2)	795,7 (1) 9,4 (2)	0,3 (1) 280,2 (2)	6,3	19,2	
2	0 - 20	4,07	165,0	401,1 (1) 23,4 (2)	2390,0 (1) 139,4 (2)	1,4 (1) 243,4 (2)	40,6	28,6	
	20 - 40	4,56	187,8	476,6 (1) 14,1 (2)	4875,9 (1) 144,4 (2)	1,8 (1) 589,8 (2)	40,3	23,1	
	40 - 60	4,53	147,0	96,07 (1) 1,9 (2)	2754,3 (1) 55,6 (2)	1,5 (1) 747,8 (2)	25,7	16,9	
	60 - 80	4,48	53,9	80,2 (1) 1,6 (2)	1444,0 (1) 29,2 (2)	0,4 (1) 188,2 (2)	7,7	20,1	
3	0 - 20	4,46	209,0	393,6 (1) 28,9 (2)	736,0 (1) 54,1 (2)	1,1 (1) 148,9 (2)	27,8	25,4	
	20 - 40	4,51	141,1	853,8 (1) 43,9 (2)	1152,4 (1) 59,3 (2)	1,3 (1) 248,8 (2)	29,2	22,8	
	40 - 60	4,42	138,0	102,8 (1) 6,0 (2)	1668,0 (1) 97,9 (2)	1,6 (1) 277,0 (2)	34,4	21,2	
	60 - 80	4,22	163,0	716,5 (1) 38,9 (2)	1451,3 (1) 78,9 (2)	1,6 (1) 300,5 (2)	35,7	21,8	
5	0 - 20	4,56	192,0	1396,2 (1) 129,0 (2)	1890,5 (1) 174,7 (2)	1,1 (1) 115,2 (2)	41,9	39,4	
	20 - 40	4,26	158,0	221,3 (1) 16,3 (2)	2138,1 (1) 157,7(2)	1,1 (1) 146,4 (2)	40,9	37,9	
	40 - 60	4,03	180,6	329,8 (1) 12,1 (2)	3420,1 (1) 125,3 (2)	1,4 (1) 371,3 (2)	41,7	30,7	
	60 - 80	4,77	81,4	831,2 (1) 12,3 (2)	7232,9 (1) 106,7 (2)	1,6 (1) 1111,9 (2)	39,7	24,2	

* bezieht sich auf Horizont von 20 cm

Anlage 62: Chemische Parameter des Torfs zum Probenahmetermin am 23.09.03

Mst.	Tiefe cm	pH	LF µS/cm	NO ₃ ⁻ mg N m ⁻² *(1) mg N kg ⁻¹ (2)	NH ₄ ⁺ mg N m ⁻² *(1) mg N kg ⁻¹ (2)	N _t % (1) g m ⁻² * (2)	C _t %	C/N
1	0 - 20	4,05	178,5	1360,9 (1)	2665,4 (1)	1,5 (1)	35,3	24,1
				34,54 (2)	67,65 (2)	577,2 (2)		
	20 - 40	4,11	51,5	492,6 (1)	1925,3 (1)	1,6 (1)	6,7	17,4
				9,6 (2)	37,4 (2)	199,1 (2)		
2	0 - 20	3,75	203,0	233,8 (1)	1087,9 (1)	1,8 (1)	43,0	23,8
				13,6 (2)	63,5 (2)	309,7 (2)		
	20 - 40	4,70	85,7	130,1 (1)	2338,6 (1)	2,1 (1)	35,4	16,9
				3,9 (2)	69,2 (2)	704,9 (2)		
3	0 - 20	3,90	79,4	68,8 (1)	1669,5 (1)	1,5 (1)	41,2	26,8
				5,1 (2)	122,8 (2)	209,5 (2)		
	20 - 40	4,10	176,8	57,7 (1)	1223,2 (1)	1,6 (1)	41,6	25,4
				2,9 (2)	62,9 (2)	318,6 (2)		
4	0 - 20	3,84	132,0	5,6 (1)	47,6 (1)	1,5 (1)	38,7	25,9
				4,4 (2)	37,4 (2)	19,1 (2)		
	20 - 40	3,86	163,4	57,3 (1)	904,8 (1)	1,7 (1)	42,7	25,0
				2,5 (2)	39,9 (2)	387,5 (2)		
5	0 - 20	3,89	155,8	33,3 (1)	1394,9 (1)	1,2 (1)	41,8	34,7
				3,1 (2)	128,9 (2)	130,3 (2)		
	20 - 40	3,82	123,9	26,8 (1)	2255,3 (1)	1,5 (1)	42,2	28,4
				1,9 (2)	166,3 (2)	201,3 (2)		
	40 - 60	4,02	103,5	24,0 (1)	2252,3 (1)	1,9 (1)	40,9	20,6
				0,9 (2)	82,5 (2)	543,9 (2)		
5	60 - 80	4,04	79,4	783,1 (1)	3020,5 (1)	1,2 (1)	26,5	22,2
				11,6 (2)	44,6 (2)	809,3 (2)		

* bezieht sich auf Horizont von 20 cm

Anlage 63: Monatliche N-Retentionen für Nitrat-, Ammonium-, organischen und Gesamt-Stickstoff für das hydrologische Jahr 2002

Hydrologisches Jahr 2002	N _t %	NO ₃ %	NH ₄ %	N _{org} %
Nov. 01	78,98	77,55	96,60	66,65
Dez. 01	55,80	23,02	95,01	51,91
Jan. 02	94,26	93,44	99,87	84,78
Feb. 02	34,49	26,18	97,14	-14,72
Mrz. 02	49,09	17,50	97,48	40,41
Apr. 02	69,23	49,32	98,96	65,32
Mai. 02	58,28	34,71	96,46	58,92
Jun. 02	76,76	73,62	98,17	67,28
Jul. 02	62,73	63,74	96,60	51,63
Aug. 02	73,59	83,66	98,84	29,43
Sep. 02	77,67	80,92	98,94	35,61
Okt. 02	54,25	51,45	92,55	24,79

Anlage 64: Monatliche N-Retentionen für Nitrat-, Ammonium-, organischen und Gesamt-Stickstoff für das hydrologische Jahr 2003

Hydrologisches Jahr 2003	N _t %	NO ₃ %	NH ₄ %	N _{org} %
Nov. 02	27,57	29,16	93,52	-85,67
Dez. 02	44,44	42,41	91,70	10,55
Jan. 03	43,86	49,59	64,96	6,73
Feb. 03	0,30	-8,61	68,16	-14,36
Mrz. 03	-52,63	15,50	90,32	-600,72
Apr. 03	49,36	36,14	99,13	-29,96
Mai. 03	58,44	81,74	99,19	-19,72
Jun. 03	89,91	89,40	99,63	65,62
Jul. 03	94,61	97,21	99,61	77,73
Aug. 03	36,13	88,08	43,37	-195,61
Sep. 03	95,26	97,04	99,24	70,61
Okt. 03	69,75	73,11	96,73	27,32

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei Frau Dr. S. Bernsdorf recht herzlich bedanken. Sie weckte in mir bereits während des Studiums das Interesse für Moore und hat maßgeblich zum Entstehen dieser Arbeit beigetragen. Frau Dr. S. Bernsdorf begleitete mich sehr intensiv fachlich als auch menschlich während meiner bisherigen wissenschaftlichen Laufbahn, stand mir unermüdlich zur Seite und ist aufgrund ihrer steten Energie, ihres starken Charakters und ihrer menschlichen und herzlichen Art für mich in dieser Zeit zu einem großen Vorbild geworden.

Herrn Prof. Dr. R. Meissner danke ich für die wissenschaftliche Betreuung der Arbeit, fachliche Hinweise und Anregungen, das Ermöglichen einer Zusammenarbeit mit dem UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH und der Durchführung des ITNI-Versuches sowie der Herstellung von Kontakten zu Fachleuten.

Weiterhin danke ich Herrn Prof. Dr. H. Borg und Herrn Prof. Dr. M. Succow für die fachliche Betreuung und Begutachtung der Arbeit.

Herrn I. Koska sei herzlich gedankt für die konstruktiv-kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Ein ganz besonderer Dank gilt Frau Nauendorf und Frau Naumann, den technischen Mitarbeiterinnen des Institutes für Agrartechnik und Landeskultur, die insbesondere durch ihre Begleitung und Mithilfe bei der Durchführung der experimentellen Arbeiten als auch Unterstützung der umfangreichen Arbeiten im Labor wesentlich zur Gewinnung der Datengrundlage beigetragen haben und mir stets mit Rat und Tat zur Seite standen. Auch bedanke ich mich bei ihnen für das angenehme und herzliche Arbeitsklima, die vielen Überstunden und vor allem die große Unterstützung in der Endphase bei Durchsicht und Druck der Arbeit.

Dem Leiter des Nationalparks, Herrn Gaffert, möchte ich für die Realisierung und Unterstützung der Forschungsarbeiten danken. Besonderer Dank gebührt Herrn Dr. U. Wegener für die Begleitung des Harzprojektes von Anfang an, die angenehme und konstruktive Zusammenarbeit, für die Vielzahl an Anregungen und Literaturhinweisen zur Thematik, die Ermöglichung und Koordinierung begleitender, für die Arbeit erforderlicher Untersuchungen und die kritische Durchsicht des Manuskriptes. Den Mitarbeitern des Nationalparks, vor allem Herrn P. Stagge sei herzlich für die Hilfe bei experimentellen Arbeiten sowie Zusammenstellung der Klimadaten gedankt.

Ganz besonders möchte ich mich für den Rückhalt am eigenen Hause, dem Institut für Agrartechnik und Landeskultur, bedanken. Herrn Prof. P. Pickel, dem Institutsdirektor, danke ich vor allem dafür, dass er die zahlreichen Dienstreisen ermöglichte und uns in vielerlei Hinsicht unterstützte. Den lieben Kollegen und Kolleginnen des Institutes sei herzlich für die Mithilfe gedankt, insbesondere Herrn D. Rost und der Werkstatt für die vielen, teilweise sehr beschwerlichen „Brockenexpeditionen“, der technischen Ausstattung und der Herstellung von Einrichtungen für unser Messfeld, Herrn C. Richter für die Betreuung sämtlicher Datenlogger, der technischen Unterstützung und Mithilfe beim Aufbau des ITNI-Versuches und Herrn W. Fechner für die große Hilfe bei der Formatierung und dem Layout der Arbeit.

Frau Dr. K. Warnstorff sei herzlich gedankt für die Unterstützung bei der statistischen Auswertung der Daten, Herrn T. Chudy für die Vermessung und Frau U. Schlosser für die Textübersetzung.

Herrn Prof. Dr. M. Altermann danke ich für die detaillierte Standortansprache. Weiterhin danke ich Herrn Dr. H. Abdank für die fachliche Begleitung bei der Realisierung der Durchflussmessungen, kritischen Hinweisen und Anregungen. Auch Herrn Dr. M. Steinger vielen Dank für die zahlreichen Tipps.

Für die Mithilfe und Kooperation beim Aufbau des ITNI-Versuches und Auswertung der Messergebnisse danke ich den Mitarbeitern des UFZ, Herrn Dr. R. Russow und Herrn Dr. F. Böhme, für die Unterstützung im Labor Frau Odrich und Herrn Apelt. Vielen Dank auch an Frau B. Großer für die Hilfe bei der Finanzierung.

Herrn Prof. Dr. B. Scheffer und Prof. Dr. J. Blankenburg danke ich für die angenehme fachliche Diskussion und konstruktiven Hinweise sowie für die Analytik der Torfproben.

Für die Analytik der N₂O-Emissionen und fachliche Unterstützung und die zur Verfügung gestellte hilfreiche Literatur zur Thematik danke ich Herrn Dr. Brumme und Herrn Malinowski für die vor Ort-Messungen.

Weiterhin sei Herrn Dr. W. Kluge und Herrn Dr. M. Trepel recht herzlich gedankt für kritische Hinweise und Anregungen sowie vor allem Herrn Dr. W. Kluge für wertvolle Ratschläge bei der Datenauswertung und der Durchsicht des Hydrologieteils.

Meinen Eltern danke ich für den familiären Rückhalt.

Nicht zuletzt möchte ich meinem Verlobten S. Tauchnitz für sein Verständnis danken und dafür, dass er immer für mich da war und mich, wo es auch ging, unterstützte.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name, Vorname: Böhlmann, Nadine

Anschrift: Feuerbachstr. 78
06114 Halle
Tel. (0345) 6848018

Geburtsdatum/-ort: 14.02.1975 / Dessau

Familienstand: ledig, keine Kinder

Staatsangehörigkeit: deutsch

Werdegang

1994 – 2000 Studium der Agrarwissenschaften an der Martin-Luther-Universität (MLU) Halle-Wittenberg

Studienrichtung: Bodenschutz und Landschaftsgestaltung

Abschluss: Diplom-Agraringenieur

2000 – 2002 Graduiertenstipendiat am Institut für Agrartechnik und Landeskultur der MLU Halle-Wittenberg

2002 – 2003 Doktorand am UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH unter der Betreuung von Prof. R. Meissner
Thema der Dissertation: Wasser- und Stickstoffhaushalt eines soligenen Hangmoores im Hochharz

seit 2004 Anfertigung der Dissertation

Halle/Saale, den 27.04.2004

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt habe.

Des Weiteren erkläre ich, dass mit dieser wissenschaftlichen Arbeit noch keine vergeblichen Promotionsversuche unternommen wurden und keine Strafverfahren gegen mich anhängig sind.

Halle/Saale, den 27.04.04