



Thüringer Landesanstalt
für Landwirtschaft



Abschlussbericht

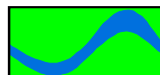
Sickerwasserqualität und Stoffaustrag aus
landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Auenniederung und
im Wasserspeisungsgebiet

zum

F/E-Vorhaben „Unstrutrevitalisierung“

FKZ: 0339572

FORSCHUNGSVERBUND



ELBE-ÖKOLOGIE

Langtitel: Sickerwasserqualität und Stoffaustrag aus landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Auenniederung und im Wasserspeisungsgebiet

Kurztitel: Stoffausträge Unstrutaue

Projekt: Unstrutrevitalisierung

Abteilung: Agrarmanagement und Ökologie

Abteilungsleiter: Prof. Dr. habil. G. Breitschuh

Laufzeit: 9/1996 bis 8/1999

Auftraggeber: Thüringer Landesanstalt für Umwelt

Namen der Bearbeiter: Dr. Steffi Knoblauch
Prof. Dr. habil. D. Roth

Jena, im Mai 2000

(Prof. Dr. habil. G. Breitschuh)
Amt. Präsident

(Dr. Steffi Knoblauch)
Themenleiter

Das Teilprojekt Stoffflüsse des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsprojektes 'Unstrutrevitalisierung' (FKZ 0339572) kommt zu folgenden wesentlichen Ergebnissen:

- N In der Auenniederung findet in niederschlagsnormalen Jahren auf den in Flussnähe verbreiteten Vegen kaum eine Abflussbildung statt. Auf den grundwassernäheren Gleyen, die in den tiefer gelegenen Riedbereichen zu finden sind, ist dagegen mit mittleren Abflussspenden zu rechnen. Im zweijährigen Mittel betrug die jährliche Abflussmenge auf der ackergenutzten Vega 44mm und auf dem grünlandbewirtschafteten Gley 78mm.
- N Die Austauschrate des Bodenwassers ist auf den Vegen deshalb besonders niedrig. Damit sind die vor Winter im Bodenwasser gelösten Nährstoffe, insbesondere der mineralische Stickstoff, nur gering auswaschungsgefährdet. Auf den Gleyen kann es dagegen in niederschlagsreichen Jahren zu einem vollständigen Verdrängungsprozess des Bodenwassers kommen.
- N Auf den Vegen finden die Pflanzen ein fast unbegrenztes Wasserdargebot aus Boden- und Grundwasser vor, so dass eine wesentliche Voraussetzung für stabile Erträge, geringe N-Überschuss-Salden und niedrige Gehalte an verlagerungsfähigem Nitrat im Boden vor Winter gegeben ist. Auf Gley-Standorten ist für das flachwurzelnende Grünland keine uneingeschränkte Wasserversorgung mehr gewährleistet, so dass der Intensität der Grünlandbewirtschaftung unter den gegenwärtigen Grundwasserverhältnissen Grenzen gesetzt sind.
- N Der Nitratgehalt des Sickerwasser betrug auf der ackerbewirtschafteten Vega 58mg/l und der N-Austrag belief sich auf jährlich 6 kg/ha. Ursachen für diesen geringen N-Austrag sind in einer empfehlungskonformen N-Düngung aber auch in der geringen standörtlichen Verlagerungsgefahr der Vegen zu sehen. Extensives Grünland hatte auf dem verlagerungsgefährdeten Gley nur einen Nitratgehalt von 8mg/l zur Folge. Der N-Austrag war mit 2 kg/ha*^a fast ohne Bedeutung für die N-Befruchtung der Gewässer.
- N Einzelne PSM-Funde im oberflächennahen Grundwasser und der rasche Anstieg der Nitratgehalte bis in das 2 m tiefe Grundwasser kurze Zeit nach Beginn der Abflussbildung stellen die Wirksamkeit präferentieller Fließbahnen unter Beweis. Wie die Untersuchungen zeigen, findet eine Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln aber nur sehr selten statt. Eine bevorzugte Verlagerung von Nitrat ist dagegen häufiger, insbesondere unter gesättigten Bodenwasserverhältnissen und geringem Grundwasserflurabstand.
- N Das in geringen Mengen in das Grundwasser eintretende Nitrat unterliegt bei ausreichenden Temperaturen, wie sie in 2m Tiefe nahezu ganzjährig gegeben sind, einer fast vollständigen Nitratreduktion. Davon betroffen dürfte auch das über Makroporen verlagerte Nitrat sein. Von der N-Fracht aus der ungesättigten Wurzelzone gelangt somit kaum etwas in das unterhalb 2 m anstehende Grundwasser. Selbst wenn dies eintreten sollte, bieten die in 2...5 m Tiefe lagernden Ton- und Torfmudden ein kaum erschöpfbares Denitrifikationspotential. Unter aufwärtsgerichteten Strömungsbedingungen ist mit einer Verdünnung des Bodenwassers durch nahezu nitratfreies Grundwasser zu rechnen. Auch der laterale N-Zustrom in die Gräben wird durch den Ablauf der Denitrifikation vermindert.
- N Das stark bis schwach schluffig-tonige Substrat der Vegen und Gleye, die hohen Ca- und Sulfatgehalte in der Bodenlösung sowie die sehr geringen o-PO₄- und K-Gehalte des Sickerwassers lassen in der ungesättigten Zone der Auenböden ein hohes Rückhaltevermögen für P und K erkennen. Im oberflächennahen Grundwasserbereich, in 2m Tiefe, waren dagegen deutlich höhere o-PO₄- und K-Gehalte zu verzeichnen. Ursachen dafür sind dauerhaft anaerobe Verhältnisse und hohe Gehalte an organischer Substanz. Allerdings lagen selbst dort die Maximalwerte der o-PO₄-Gehalte noch unter dem für Fließgewässer kritischen Wert.

N

N Aus gewässerverträglicher Sicht besteht kein Grund, in der Aue Acker in extensives Grünland umzuwandeln bzw. der Sukzession zu überlassen. In einer revitalisierten Aue ist Ackernutzung infolge des damit verbundenen spezifischen Abfluss- und Überflutungsregimes aber nicht mehr möglich.

N Mit der Revitalisierung der Unstrut kommt es über die Anhebung des Grundwasserpegels und der zeitweiligen Überflutung der Auen mit Hochwasser zu Änderungen im Wasser- und Stoffhaushalt der Auenböden. Obwohl mit einer kürzer werdenden Fließstrecke zwischen Geländeoberkante und Grundwasser Oberfläche das Verlagerungsrisiko zunimmt, wirkt kapillarer Aufstieg dem entgegen. Für das in der revitalisierten Aue vorgesehene Grünland bedeutet dies, dass über eine verbesserte pflanzliche Wasserversorgung stabilere Erträge und niedrige N-Überschüsse realisierbar sind. Mit der zeitweiligen Schaffung anaerober Verhältnisse im Wurzelraum werden reduktive Nitratabbauprozesse begünstigt. Das mindert die N-Befruchtung der Gewässer, erhöht dafür aber gasförmige N-Verluste in die Atmosphäre.

N Im Speisungsgebiet sind insbesondere die flachgründigen Tonmergelrendzinen auswaschungsgefährdet, während die tiefgründigen Schwarzerden aus Löss wesentlich günstiger zu beurteilen sind. Auf den Tonmergelrendzinen wird der erwartete Ertrag aufgrund des geringen pflanzenverfügbaren Bodenwasserangebots häufig nicht erreicht. Daraus resultieren besonders in trockenen Jahren trotz empfehlungskonformer N-Düngung N-Überschuss-Salden. Das in der stark tonhaltigen Bodenmatrix ausgebildete Schrumpfrissnetz begünstigt die präferentielle Nitratverlagerung aus der Ackerkrume in den Unterboden. Die festgestellten hohen Nitratgehalte des Sickerwassers von 280mg/l und der hohe N-Austrag von 47 kg/ha*a sind aber auch auf eine nicht ordnungsgemäße N-Düngung zurückzuführen.

N Die Hauptbelastung der Gewässer mit Stickstoff kommt nicht aus der ackerbewirtschafteten Aueniederung, sondern stammt aus dem Speisungsgebiet. Gewässerverträgliche Bewirtschaftungskonzepte müssen deshalb besonders für die Speisungsgebiete entwickelt werden.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung und Zielstellung	8
2.	Material und Methoden	10
2.1.	Untersuchungsgebiet und Untersuchungsstandorte	10
2.2.	Witterung in den Untersuchungsjahren 1997...1999	14
2.3.	Untersuchungsvarianten	15
2.4.	Untersuchungsmethoden	17
3.	Ergebnisse und Diskussion	22
3.1.	Vega-Gley in der Auenniederung mit extensiver Grünlandnutzung	22
3.1.1.	Pflanzliche Wasserversorgung	22
3.1.2.	Erträge, N-Salden und Nährstoffgehalte im Boden	25
3.1.3.	Abflussbildung	28
3.1.4.	Sickerwasserqualität und Stoffaustrag	35
3.1.4.1.	Stickstoff	35
3.1.4.2.	Weitere Nährstoffe	38
3.1.4.3.	Pflanzenschutzmittel	42
3.2.	Vega-Gley in der Auenniederung mit extensivem Grünland nach Umwidmung aus Ackerland	43
3.2.1.	Erträge, N-Salden und Nmin-Gehalte im Boden	43
3.2.2.	Abflussbildung	45
3.2.3.	Nitratgehalte im Boden- und oberflächennahen Grundwasser und N-Austrag	48
3.3.	Gley-Vega in der Auenniederung mit intensiver Ackernutzung	55
3.3.1.	Pflanzliche Wasserversorgung	55
3.3.2.	Erträge, N-Salden und Nährstoffgehalte	56
3.3.3.	Abflussbildung	59
3.3.4.	Sickerwasserqualität und Stoffaustrag	65
3.3.4.1.	Stickstoff	65
3.3.4.2.	Weitere Nährstoffe	70
3.3.4.3.	Pflanzenschutzmittel	72
3.3.5.	N-Tiefenprofil	74
3.4.	Tonmergelrendzina im Wasserspeisungsgebiet mit intensiver Ackernutzung	75
3.4.1.	Erträge, N-Salden und Nährstoffgehalte im Boden	75
3.4.2.	Abflussbildung	77
3.4.3.	Sickerwasserqualität und Stoffaustrag	77
3.4.3.1.	Stickstoff	77
3.4.3.2.	Weitere Nährstoffe	79
3.4.3.3.	Pflanzenschutzmittel	80
3.4.4.	N-Tiefenprofil	82

4.	Zusammenfassende Bewertung des standort- und nutzungsbedingten Verlagerungspotentials im Untersuchungsgebiet	84
4.1.	Auenniederung	84
4.1.1.	Standörtliches Verlagerungspotential	84
4.1.2.	Einfluß der Bewirtschaftung	89
4.2.	Wasserspeisungsgebiet	91
4.3.	Gesamtbewertung	93
5.	Schlußfolgerungen für eine gewässerverträgliche Bewirtschaftung des Untersuchungsgebietes im Ist-Zustand	93
5.1.	Auenniederung	93
5.2.	Wasserspeisungsgebiet	94
6.	Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse auf das Einzugsgebiet der Unstrut im Thüringer Becken	95
7.	Kriterien für die Beschreibung des standörtlichen Verlagerungspotentials von Auenböden	96
8.	Auswirkungen von Entwicklungsalternativen, die auf eine Revitalisierung der Auenniederung zielen, auf das Stoff-Verlagerungspotential	99
9.	Zusammenfassung	106
10.	Literatur	111

Anlagen

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Kalkulation der pflanzenverfügbaren Wassermenge für das extensive Grünland auf dem Vega-Gley
Tabelle 2:	N-Saldo des extensiven Grünlandes auf dem Vega-Gley
Tabelle 3:	Wasserhaushaltsgrößen auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
Tabelle 4:	N-Austrag auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
Tabelle 5:	o-PO ₄ -Gehalt im Sickerwasser, P-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
Tabelle 6:	K-Gehalt im Sickerwasser, K-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
Tabelle 7:	Gehalte an Mg, Ca, Na und SO ₄ im Sickerwasser und Austrag auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
Tabelle 8:	Pflanzenschutzmittel-Rückstände im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
Tabelle 9:	Erträge, N-Düngung und N-Salden auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2)
Tabelle 10:	Wasserhaushaltsgrößen auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2)
Tabelle 11:	Mittlere Gehalte an NO ₃ , DOC und Hydrogenkarbonatgehalt im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2)
Tabelle 12:	Erträge, N-Düngung, N- und ROS-Salden auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
Tabelle 13:	Wasserhaushaltsgrößen auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
Tabelle 14:	Mittlere Gehalte an NO ₃ , DOC und Hydrogenkarbonat im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
Tabelle 15:	o-PO ₄ -Gehalt im Sickerwasser, P-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
Tabelle 16:	K-Gehalt im Sickerwasser, K-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
Tabelle 17:	Gehalte an Mg, Ca, Na, Cl und SO ₄ im Sickerwasser und Austrag auf der Gley-Vega mit Ackernutzung im Jahr 1998/99
Tabelle 18:	Pflanzenschutzmittel-Rückstände im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
Tabelle 19:	Erträge, N-Düngung, N- und ROS-Salden auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung
Tabelle 20:	Abflussmenge, mittlerer NO ₃ -Gehalt im Sickerwasser und N-Austrag auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung
Tabelle 21:	Nährstoffgehalt im Sickerwasser und Nährstoffaustrag auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung im Mittel der Jahre 1997/98 und 1998/99
Tabelle 22:	Pflanzenschutzmittel-Rückstände im Sickerwasser der Tonmergelrendzina
Tabelle 23:	Abflussmenge, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, N-Verlagerung auf den Böden in der Auenniederung und im Speisungsgebiet

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet
- Abbildung 2: Leitbodenformen und aufgenommene Bodenprofile im Untersuchungsgebiet
- Abbildung 3: Untersuchungsgebiet mit Lage der Messstellen
- Abbildung 4: Instrumentierung einer Lysimeteranlage
- Abbildung 5: Tiefe und Intensität der Bodenfeuchteausschöpfung durch extensives Grünland auf dem Vega-Gley
- Abbildung 6: Zeitlicher Verlauf der Entzugstiefe, des Kapillarsaumes und des Grundwasserflurabstandes auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
- Abbildung 7: Verlauf der Ertragsbildung des extensiven Grünlandes
- Abbildung 8: Nmin-Gehalte im Boden auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
- Abbildung 9: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland im Jahr 1997/98
- Abbildung 10: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland im Jahr 1998/99
- Abbildung 11: Verlauf des Nitratgehaltes im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser in 50 und 180 cm Tiefe sowie des Grundwasserflurabstandes auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
- Abbildung 12: Verlauf der Nitrat- und Nitritgehalte im Boden- und oberflächennahen Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland
- Abbildung 13: Gehalt des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an o-PO_4 und Ca in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf dem Vega-Gley
- Abbildung 14: Gehalt des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an K in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf dem Vega-Gley
- Abbildung 15: Nmin-Gehalte im Boden auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland nach Umwidmung aus Ackerland (A2)
- Abbildung 16: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2) im Jahr 1998/99
- Abbildung 17: Verlauf der Nitratgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser sowie des Grundwasserflurabstandes auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland nach Umwidmung aus Ackerland (A2)
- Abbildung 18: Verlauf der Bodentemperatur im Oberboden und der Nitratgehalte des Bodenwassers in 50 cm Tiefe sowie des Grundwasserflurabstandes auf dem Vega-Gley (A2)
- Abbildung 19: Verlauf der Bodentemperatur im Unterboden auf dem Vega-Gley
- Abbildung 20: Verlauf der Nitritgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser im Vergleich zu den Nitratgehalten auf dem Vega-Gley (A2)
- Abbildung 21: Verlauf des Nitratgehaltes im Bodenwasser in 50 cm Tiefe sowie des kumulativen Abflusses und N-Austrages auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2)
- Abbildung 22: Tiefe und Intensität der Bodenfeuchteausschöpfung durch Winterweizen, Ackerbohne und Sommerweizen auf der Gley-Vega

- Abbildung 23: Zeitlicher Verlauf der Entzugstiefe, des Kapillarsaumes und des Grundwasserflurabstandes auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
- Abbildung 24: N_{min}-Gehalte im Boden auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
- Abbildung 25: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung im Jahr 1997/98
- Abbildung 26: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung im Jahr 1998/99
- Abbildung 27: Verlauf der Nitratgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
- Abbildung 28: Verlauf der Bodentemperatur im Oberboden und der Nitratgehalte des Bodenwassers in 50 cm Tiefe und des Grundwasserflurabstandes auf der Gley-Vega
- Abbildung 29: Verlauf der NO₃-Gehalte des Bodenwassers in 50cm Tiefe sowie des kumulativen Abflusses und N-Austrages auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
- Abbildung 30: Gehalt des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an o-PO₄ in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf der Gley-Vega
- Abbildung 31: Gehalt des Boden- und oberflächennahen Grundwassers an K in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf der Gley-Vega
- Abbildung 32: Tiefenverteilung der Gehalte an mineralischem N, N_i und C_i in den Auensedimenten der Gley-Vega mit Ackernutzung
- Abbildung 33: N_{min}-Gehalte im Boden der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung
- Abbildung 34: Verlauf der Nitratgehalte im Sickerwasser sowie des kumulativen Abflusses und N-Austrages auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung
- Abbildung 35: Tiefenverteilung der Gehalte an mineralischem N, N_i und C_i auf einer Tonmergelrendzina mit Ackernutzung
- Abbildung 36: Verlauf der Nitrat- und Nitritgehalte im oberflächennahen Bodenwasser auf dem Vega-Gley im Altengotternschen Ried mit extensivem Grünland

Abkürzungsverzeichnis

BBA	Biologische Bundesanstalt
DOC	dissolved organic carbon, gelöster organischer Kohlenstoff
CKW	chlorierte Kohlenwasserstoffe
FKwe	Feldkapazität in der effektiven Wurzelzone = Wassermenge, die ein Boden maximal gegen die Schwerkraft zurückhalten kann im effektiven Wurzelraum
GV	Großvieheinheit
N	Stickstoff
N-Saldo	Stickstoff-Zufuhr-Abfuhr-Saldo = N-Zufuhr aus organisch-mineralischer N-Dünger- menge und Leguminosen -N minus N-Abfuhr über das vom Feld abgefahrene/abgeweidete Erntegut.
nFKwe	nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum = pflanzenverfügbares Bodenwasser im effektiven Wurzelraum
Nmin	mineralischer Stickstoff
P	Phosphor
PCA	Phenoxycarbonsäuren
PSM	Pflanzenschutzmittel
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
TLU	Thüringer Landesanstalt für Umwelt
u GOK	unter Geländeoberkante

1. Einleitung und Zielstellung

Landwirtschaftliche Bodennutzung hat in den vergangenen Jahrzehnten zu einer Nährstoffbefruchtung der Grund- und Oberflächengewässer geführt, die in vielen Fällen nicht mehr tolerabel ist. In Anbetracht dieser Situation sind seitens der Landwirte vielfach Anstrengungen unternommen worden, um die N- und P-Einträge in die Gewässer zu reduzieren. So zeigen Erhebungen von BACH (1997), dass die N-Überschußsalden seit 1987 rückläufig sind. Mehrjährige Meßreihen aus dem Bodenwassermonitoring der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft lassen erkennen, dass das Stoffaustragspotential nicht nur von der Bewirtschaftung, sondern auch von den Standorteigenschaften abhängt (KNOBLAUCH ET AL. 1998).

Böden der Auenniederungen gehören mit Deichen und Entwässerungssystemen versehen, zu den ertragsstärksten Ackerstandorten. Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser erhöht das Wasserbereitstellungsvermögen, so dass auf diesen Standorten auch in Trockenjahren eine rentable Biomasseproduktion möglich ist. Aufgrund der kurzen Fließstrecke zwischen Wurzelzone und Grundwasseroberfläche liegt aber die Vermutung nahe, dass Auenstandorte besonders auswaschungsgefährdet sind und deshalb mit dazu beitragen, die Gewässer mit Nähr- und Schadstoffen zu befrachten.

Im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes "Unstrutrevitalisierung" bestand das Ziel der Untersuchungen darin, Böden in der Auenniederung hinsichtlich ihres Verlagerungspotentials zu kennzeichnen, den Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftung auf den Nähr- und Schadstoffaustrag zu bestimmen, daraus Empfehlungen für eine gewässerverträgliche Bewirtschaftung abzuleiten und prognostisch die Auswirkung eines im Sinne der Auenrevitalisierung veränderten Wasserregimes auf das Stoffverlagerungspotential zu bewerten. Da Auenniederungen auch aus ihren Speisungsgebieten mit Nähr- und Schadstoffen befrachtet werden, und davon auszugehen ist, dass von dort auch eine direkte Einflussnahme auf die Gewässer ausgeht, erschien es notwendig, die Untersuchungen auch auf das dazugehörige Speisungsgebiet auszudehnen.

Zu diesem Zweck wurden auf repräsentativen Standorten eines im Thüringer Becken gelegenen Flusseinzugsgebietes der Unstrut Messungen zur Stoffverlagerung durchgeführt, die durch Modellberechnungen der Bodenwasserbewegung komplettiert wurden.

Im Einzelnen waren folgende Fragen zu klären:

1. Welches standörtliches Verlagerungspotential weisen die Böden der Auenniederung und des Speisungsgebietes auf?
2. Welche Bedeutung hat extensive Grünlandnutzung in der Auenniederung für die Stoffbefruchtung der Gewässer? Inwiefern beeinflusst die vor Neuetablierung des Grünlandes langjährig durchgeführte Ackernutzung die N-Verlagerung ?
3. Wie wirkt sich Ackernutzung in der Auenniederung auf die Stoffverlagerung in die Gewässer aus?
4. Inwiefern werden die Böden in der Auenniederung mit Nährstoffen aus dem aufsteigendem Grundwasser befrachtet?
5. Mit welcher Stofffracht ist aus den ackerbaulich genutzten Speisungsgebieten zu rechnen?
6. Welche Anforderungen sind an eine gewässerverträgliche Ackerbewirtschaftung in der Auenniederung und im Wasserspeisungsgebiet zu stellen?
7. Welche Kriterien sind geeignet, das standörtliche Verlagerungsrisiko von Auenböden zu beschreiben? Welche besondere Bedeutung kommt dabei dem Grundwasser zu?
8. Inwiefern sind die für das untersuchte Wassereinzugsgebiet der Unstrut ermittelten Ergebnisse auf das Gesamteinzugsgebiet übertragbar?
9. Welche Folgen könnten sich für das Stoffverlagerungspotential von extensiv mit Grünland bewirtschafteten Auenböden ergeben, wenn sich im Sinne einer Auenrevitalisierung die Wasserverhältnisse durch Anhebung des Grundwasserpegels oder Überschwemmungen ändern?

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsstandorte

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Zentrum der Mühlhäuser-Langensalzaer Keupermulde und stellt eine Teilmulde des Thüringer Beckens dar. Die Lage des Untersuchungsgebietes im Einzugsgebiet der Unstrut und Elbe zeigt Abb. 1.

Das mittlere jährliche Niederschlagsdargebot beträgt 499 mm, die mittlere Jahrestemperatur 8,5 EC.

Ausgangssubstrate der Böden im Wasserspeisungsgebiet sind Tonmergel des unteren Keupers und quartäre Lockersedimente wie Löß und Schotterablagerungen (Abb. 2).

Unter den schluffig-lehmigen bis schluffig-tonigen Ackerkrumen lagern teils mehrere Dezimeter mächtige Lössdecken, teils tonige bis tonig-schluffige Fließerden, die häufig mit grusigem oder kiesigem Material durchsetzt sind. So finden sich im Wasserspeisungsgebiet neben tiefgründigen Schwarzerden aus Löß und Keupertonmergeln, Parabraunerden aus Löß, geringmächtige Mergelrendzinen und Pelosole.

An das Wasserspeisungsgebiet grenzt in einer flachen, breiten Talebene die Auenniederung. Dort haben sich aus fluviatilen Holozänsedimenten Lehm-Vega und Ton-Schwarzgley in verschiedenen Übergangsformen ausgebildet. Das Areal der aus schwach schluffig-tonigem Holozänmaterial hervorgegangenen Gleye schließt unmittelbar an das Speisungsgebiet an. In Richtung Fluss wird es zunehmend durch das etwas höher gelegene Verbreitungsgebiet der Vegen abgelöst. Die etwas tiefere Lage der Gley-Böden wird auf Subrosionsprozesse und auf die entferntere Lage zum Fluss und die daraus resultierende geringere Sedimentationsfracht zurückgeführt. Während das schluffig-lehmige Material, aus dem die Vegen entstanden sind, mehr in Flussnähe abgelagert worden ist, gelangten die länger im Überflutungswasser schwebenden Tonteilchen erst in einer größeren Entfernung vom Fluss zur Sedimentation.

Bei den Untersuchungsstandorten handelt es sich in der Auenniederung um zwei Vega-Gleye und eine Vega, die die Auenniederung repräsentativ vertreten. Im Wasserspeisungsgebiet erstreckten sich die Untersuchungen auf eine Tonmergelrendzina, die die größte Stoffverlagerungsgefahr erwarten ließ. Für die dort ebenso weit verbreiteten tiefgründigen Tschernoseme aus Löß können langjährige Meßreihen aus dem süd-östlichen Teil des Thüringer Beckens, das auch hinsichtlich der klimatischen Verhältnisse mit dem hier betrachteten nord-westlichen Teil des Thüringer Beckens vergleichbar ist, verwendet werden, so dass auch für das Wasserspeisungsgebiet eine hinreichende Bewertung des standort- und nutzungsbedingten Verlagerungspotentials möglich ist.

Abb.1: Lage des Untersuchungsgebietes

Abb. 2: Böden

Die Bewirtschaftung der Auenniederung erfolgt zum gegenwärtigen Zeitpunkt überwiegend ackerbaulich (ca 254 ha = 94% der Fläche). Nur im Altengotternschen Ried, dem Verbreitungsgebiet der Ton-Schwarz-Gleye, findet sich im Randbereich extensives Grünland (Abb. 3, S. 16). Das Wasserspeisungsgebiet wird ausschließlich ackerbaulich genutzt. Während in der Auenniederung aus Gründen einer möglichen Revitalisierung nicht nur der Einfluß von Acker sondern auch von extensivem Grünland geprüft wurde, erstreckten sich die Untersuchungen im Wasserspeisungsgebiet ausschließlich auf Ackernutzung.

Ausgewählte bodenchemische und -physikalische Eigenschaften finden sich in den Anlagen 1...8. In Abb. 2 ist die Porengrößenverteilung (FP...Feinporen, MP...Mittelporen, GP...Groporen) und die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKwe) der Untersuchungsstandorte schematisch dargestellt.

Vorwiegende Substrate der Vega-Gleye sind in der 2 m mächtigen Bodenzone schwach bis mittel schluffige Tone, die mit reinen Tonlagen wechseln. Pflanzennutzbare Bodenwassergehalte von 10...13 Vol.%, Grobporenvolumen von 9...10 Vol.% und niedrige Bodendichten weisen bis in 80 cm Tiefe auf ein mittleres Durchwurzelungsvermögen. Die gesättigte Leitfähigkeit von 15 bis 80 cm/d deutet in der oberen Bodenzone auf eine mittelmäßige bis hohe Wasserdurchlässigkeit. Die sich unterhalb 80 cm bis in 2 m Tiefe anschließenden stärker tonhaltigen Bodenschichten sind dagegen nur gering durchlässig.

Die Gley-Vega zeichnet sich im Oberboden durch stark tonige Schluffe bis schluffige Tone aus. Im Unterboden nimmt der Schluffanteil immer mehr ab und es dominieren schwach bis mittel schluffige Tone. Mittlere pflanzenverfügbare Bodenwassergehalte, hohe Grobporenanteile und geringe Bodendichten lassen bis in 1,8 m Tiefe besonders günstige Bedingungen für die Durchwurzelung und pflanzliche Wasserversorgung erkennen. Die gesättigte Leitfähigkeit liegt im Vergleich zu den Gleyen deutlich höher und deutet bis in 1,8 m Tiefe auf eine gut ausgeprägte Wasserwegsamkeit.

Die Tonmergelrendzina im Wasserspeisungsgebiet ist im Oberboden durch schluffig-toniges bis tonig-lehmiges Substrat charakterisiert. Im Unterboden wechseln tonige Lehme mit tonig-sandigen Lagen. Im Unterschied zu den Auenböden ist das pflanzenverfügbare Bodenwasserreservoir der bis in 1m Tiefe durchwurzelbaren Tonmergelrendzina gering. Ein fein verzweigtes Schrumpfrissnetz bietet bevorzugte Bahnen für die Durchwurzelung und den Bodenwasserfluss. Das erklärt die im Übergangsbereich vom Ap- zum Cc-Horizont festgestellte hohe gesättigte Leitfähigkeit. Der plattig gelagerte Keuperton des Cn-Horizontes zeigt dagegen eine sehr geringe Wasserdurchlässigkeit.

Die Humusgehalte der Auenstandorte (0...30 cm) schwanken zwischen 1,55 und 2,5 % im Ap-Horizont und fallen bis in 2 m Tiefe kaum unter 1,9 %. Während der Ap-Horizont als mäßig humos einzustufen ist, sind die Humusgehalte im Unterboden überdurchschnittlich hoch. Ihre Herkunft hängt mit dem Bodenbildungsprozess zusammen. Entweder stammt der Humus aus allochthon mit dem Flusswasser herangeführten erodierten Bodenmaterial oder ist syngenetisch gebildet worden. Die Tonmergelrendzina ist mit einem Humusgehalt von 3,4 % im Ap-Horizont als stark humos anzusprechen.

Sorptionskapazität und Basensättigung liegen auf den Auenstandorten und der Tonmergelrendzina im Wasserspeisungsgebiet auf hohem Niveau.

2.2. Witterung in den Untersuchungsjahren¹ 1997...1999

Im Versuchsjahr 1997 herrschte eine strahlungsreiche, etwas zu warme und niederschlagsnormale Witterung vor (Anlagen 9 und 10). Im Jahresverlauf wechselten Monate mit zu niedrigem und zu hohem Niederschlagsangebot. Das Winterhalbjahr war in der Summe niederschlagsnormal. Während der Vegetationszeit regnete es im Juni und Juli überdurchschnittlich viel. Im August und September war es extrem trocken.

Das Jahr 1998 zeichnete sich durch eine sehr warme und etwas zu feuchte Witterung aus. Die jahreszeitliche Verteilung des Niederschlages zeigte aber eine starke Dynamik. Im Winterhalbjahr entsprach das Niederschlagsaufkommen in der Summe dem Normalwert. Während die Monate Januar und Februar zu trocken ausfielen, lagen die Niederschläge im März und Juli deutlich über dem Normalwert. In der Vegetationszeit war es während der Monate Mai, Juni und Juli mit 40...66 % der normalen Monatssumme zu trocken. Im September/Okttober gab es dagegen überdurchschnittlich viel Niederschlag. Das Niederschlagsaufkommen erreichte in diesen beiden Monaten mit insgesamt 189 mm das 2,5- bzw. 3-fache des Normalwertes.

Das Jahr 1999 war im Mittel etwas zu warm und niederschlagsnormal. Im Winterhalbjahr lagen die Niederschläge mit 104 % leicht über der langjährigen Summe. Während es in den Monaten Dezember und Januar zu trocken war, regnete es vom Februar bis zum April überdurchschnittlich viel. Die niederschlagsreiche Witterung hielt bis zum Juli an. Besonders trocken war es im September. Im Oktober setzten wieder ergiebigere Niederschläge ein.

¹ hydrologisches Jahr

2.3. Untersuchungsvarianten

Für die Untersuchung des Stoffaustrages aus unterschiedlich bewirtschafteten Böden in der Auenniederung und im Wasserspeisungsgebiet wurden folgende Varianten geprüft (Abb. 3):

In der Auenniederung:

Variante A1: Vega-Gley mit extensiver Grünlandnutzung (Neuansaat 1991)

Variante A2: Vega-Gley mit extensiver Grünlandnutzung nach Umwidmung aus Ackernutzung (Neuansaat 1996)

Variante A3: Gley-Vega mit intensiver Ackernutzung

Im Wasserspeisungsgebiet:

Variante A4: Tonmergelrendzina mit intensiver Ackernutzung.

Das Grünland der Variante A1 wurde 1991 nach einer langjährigen Ackernutzung neu etabliert. Hauptbestandbildner waren während des Untersuchungszeitraumes Knaulgras, Wiesenrispe, Welsches Weidelgras und Wiesenlieschgras. In kleinen Arealen bestimmte Ackerkratzdistel das Erscheinungsbild der Grasnarbe. Die Nutzung erfolgte ausschließlich (November bis März) durch eine ganzjährige Beweidung mit Heckrindern. Der Tierbesatz betrug in den Jahren 1997..99 0,9 GV/ha. Lediglich im Frühjahr 1998 wurde eine mineralische N-Düngung von 60 kg/ha N verabreicht. Im Winterhalbjahr war eine Zufütterung von Stroh und Heu erforderlich. Das Winterfutter mußte aufgrund des geringen Grünlandaufwuchses von einer fremden Fläche erworben werden. Das Grünland A2 entstand nach langjähriger Ackernutzung erst 1996 aus einer Frühjahrsansaat mit Welschem Weidelgras und Luzerne. Während in den ersten beiden Jahren Luzerne dominierte, setzte sich die Grasnarbe im dritten Nutzungsjahr fast nur noch aus Welschem Weidelgras zusammen. Bei diesen beiden Bestandespartnern handelte es sich nicht um eine für extensives Dauergrünland übliche Grasmischung. Vor allem wegen des Luzerneanteils ist es deshalb kaum möglich, die Nachwirkung langjähriger Ackernutzung auf die N-Verlagerung eines neu etablierten Grasbestandes zu ermitteln. Im Untersuchungsjahr 1997 diente der Heuwerbung. Ab September 1997 bis 1998 wurde die Grasnarbe der Beweidung freigegeben. Der darauffolgende zweite Aufwuchs wurde wiederum für die Heuwerbung genutzt. Ab August 1998 erhielten die Heckrinder erneut Zugang und weideten den Herbstaufwuchs bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes im Oktober 1999 ab. Der Tierbesatz schwankte in den drei Untersuchungsjahren infolge der wechselnden Mäh- und Weidenutzung zwischen 0,14 und 0,9 GV/ha*a.

Auf der Gley-Vega A3 gelangten in den Jahren 1997...99 Winterweizen, Ackerbohne und Sommerweizen zum Anbau.

Die Tonmergelrendzina im Wasserspeisungsgebiet A4 wurde 1997...99 mit Winterweizen, Sommergerste und Winterraps bestellt.

Abb.3: Bewirtschaftung und Untersuchungsvarianten

Die mineralische N-Düngung zu den Ackerstandorten erfolgte zum Teil nach Düngeempfehlung der TLL, zum Teil nach Ermessen des Betriebsinhabers.

Eine ausführliche Beschreibung der Bewirtschaftung der Untersuchungsstandorte findet sich in den Anlagen 11...13.

2.3. Untersuchungsmethoden

Für die Ermittlung des Stoffaustrages dienten auf allen Untersuchungsflächen monolithisch befüllte Lysimeter mit einer Oberfläche von 2 m² und einer Tiefe von 1,3 bis 2,5 m, entsprechend den maximalen Durchwurzelungstiefen. Auf den Untersuchungsflächen in der Auenniederung wurden je zwei, im Wasserspeisungsgebiet je drei Lysimeter parallel zueinander angeordnet.

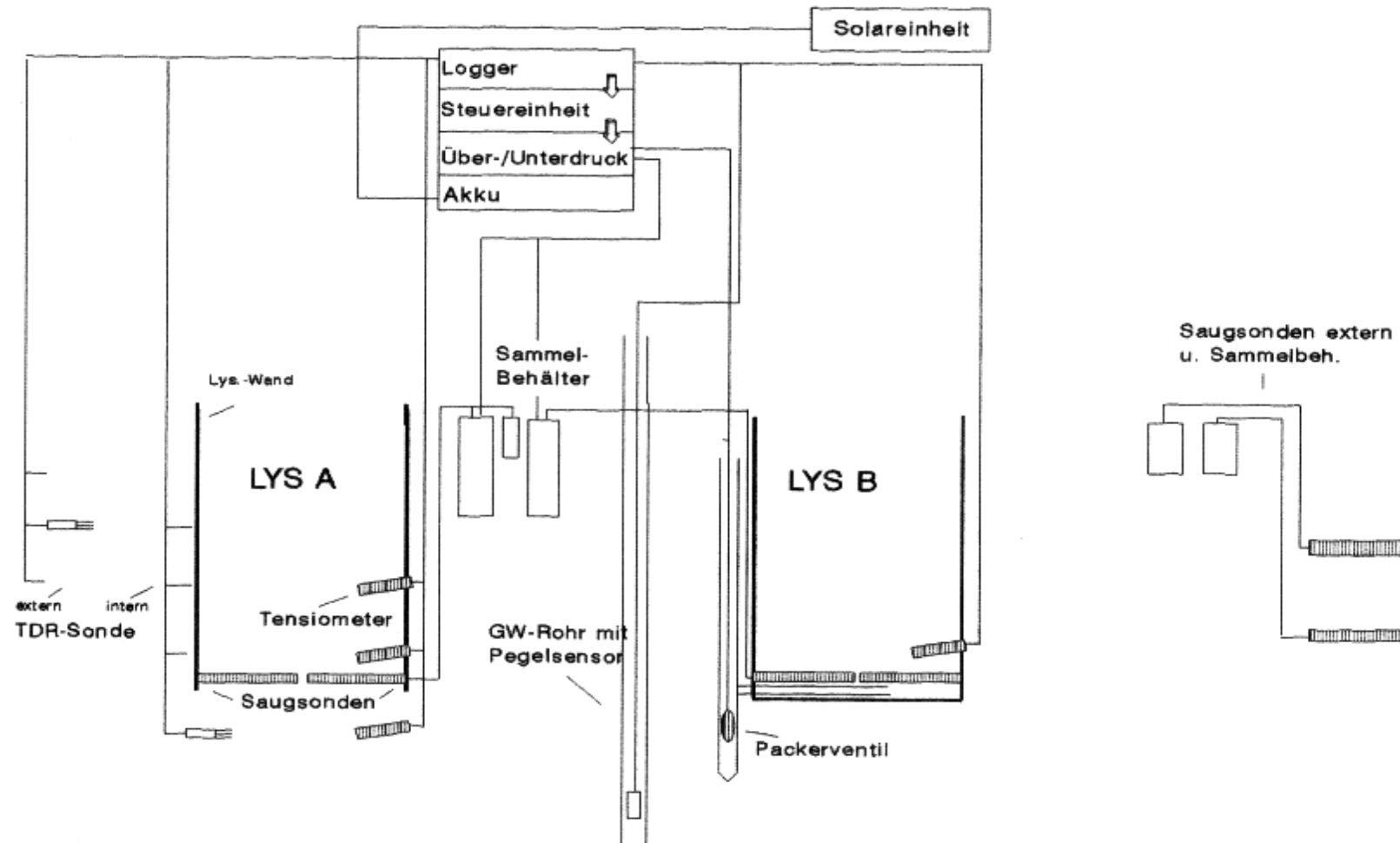
In der Auenniederung war eine besondere Bauart notwendig, um den Einfluß des Grundwassers auf den Wasserhaushalt und den Stoffumsatz der Wurzelzone berücksichtigen zu können.

a) Instrumentierung und Funktionsweise der Lysimeter

Die Meßplätze der Auenstandorte bestehen jeweils aus zwei Lysimetern, einem Grundwasserbeobachtungsrohr und mehreren im Gelände in verschiedenen Tiefen eingebauten Saugsonden (Abb. 4).

Auf den Standorten A1 und A3 war je eines der Lysimeter nach unten offen (Typ A) und eines geschlossen (Typ B). Auf dem Standort A2 waren beide unten geschlossen (Typ C).

Bei dem nach unten offenen Lysimeter (Typ A) ist der Bodenmonolith nur seitlich durch den eingepressten Stahlmantel vom umgebenden Feld abgegrenzt. In vertikaler Richtung bleibt die Verbindung zum anstehenden Bodenmaterial erhalten, um sicherzustellen, dass Kapillar- und Druckwasser ungestört in die durchwurzelbare Zone eindringen können. In zwei Meter Tiefe befinden sich keramische Saugsonden, die in zwei Ebenen angeordnet, das Sickerwasser unter Einwirkung eines einzustellenden Unterdruckes in die Sammelbehälter ableiten. Die Sammlung des Sickerwassers erfolgt im ungesättigten Bodenwasserbereich in Abhängigkeit vom Unterdruck des Tensiometers und unter wassergesättigten Bedingungen (Grundwasserpegel <2 m uGOK) in Abhängigkeit vom Gang des Grundwasserpegels. Unter wassergesättigten Verhältnissen wird der Unterdruck an den Saugsonden mit dem auf die Saugsonden einwirkenden Überdruck aus dem Grundwasser im Gleichgewicht gehalten. Eine der zwanzig Saugsonden ist an einen separaten Sammelbehälter angeschlossen. Sie liefert die Kennlinie für die Absaugleistung der Saugsonde in Abhängigkeit vom Unterdruck in Liter/Stunde und dient der Grundwasserbeprobung bei sinkendem Grundwasserpegel. Fällt der Grundwasserpegel unter 2 m uGOK handelt es sich um ungesättigte Bodenwasserverhältnisse, und der Absaugvorgang



Instrumentierung der Lysimeter

Abb. 4:

erfolgt bis zum Erreichen der Bodenwassersaugspannung bei Feldkapazität in Abhängigkeit vom Tensiometerwert. Im Übergangsbereich der ungesättigten zur gesättigten Zone sind in verschiedenen Tiefen Tensiometer und TDR-Sonden eingebaut.

Bei dem nach unten geschlossenen Lysimeter Typ B ist der Bodenmonolith nicht nur seitlich durch den Stahlzylinder, sondern auch vertikal durch eine Bodenplatte abgegrenzt. Eine Öffnung am unteren Ende des Lysimeterbehälters erlaubt den Eintritt oder den Ausschluss von Grundwasser. Ebenso wie beim offenen Lysimeter wird der Unterdruck an den Saugsonden mit dem auf sie einwirkenden Überdruck aus dem Grundwasser im Gleichgewicht gehalten. Das Packer-ventil bleibt bei fallendem Grundwasserpegel während der Vegetationszeit offen. Bei Wiederanstieg wird es für einen kurzen Zeitraum solange geöffnet, bis der Grundwasserpegel im Lysimeter mit dem des Feldes auf gleichem Niveau ist und dann wieder verschlossen. Daraufhin wird an die Saugsonden ein Unterdruck angelegt, der mit dem Überdruck aus dem Grundwasserüberstand im Gleichgewicht ist. Kommt es zu Sickerwasserabfluss überwiegt der Überdruck und die Saugkerzen sammeln solange Wasser bis das Gleichgewicht wieder hergestellt ist, wodurch die Abflussmenge näherungsweise ermittelt werden kann. Das Packerventil kann aber auch geschlossen bleiben, wenn der abwärtsgerichtete Sickerwasserfluss nicht durch aufsteigendes Grundwasser beeinflusst werden soll. Im ungesättigten Bereich, angezeigt durch einen Grundwasserpegel >2 m u GOK, erfolgt die Absaugung in Abhängigkeit vom Unterdruck des Lysimeter-Tensiometers. Ein Abgleich mit dem Unterdruck des Lysimeter-A-Tensiometers ist per Hand jederzeit möglich.

Der bei diesem Lysimetertyp unterbrochene kapillare Aufstieg wird durch eine um 0,5 m größere Tiefe des Lysimeterbehälters im Vergleich zur maximalen Durchwurzelungstiefe kompensiert. Diese 0,5 m mächtige Bodenschicht wird im Winterhalbjahr durch Druckwasser aufgefüllt und dient in der Vegetationszeit als kapillares Bodenwasserreservoir.

Da erste Messungen des Grundwasserflurabstandes erkennen ließen, dass das in 2 m Tiefe gewonnene Lysimeterwasser fast ausnahmslos aus der gesättigten Zone stammt und damit die in das Grundwasser eintretende Sickerwasserqualität nicht sicher nachweisbar ist, wurden außerhalb der Lysimeter in das ebenso wie die Lysimeter bewirtschaftete Feld/Grünland in die Tiefen 50, 90 und 140 cm in 10 Wiederholungen Saugsonden mit einer Länge von 60...70 cm eingebaut, die unter Einwirkung eines wöchentlich neu anzulegenden Unterdruckes (0,3 at = Bodenwassersaugspannung bei Feldkapazität) Bodenwasser in Sammelbehälter ableiten.

Die Lysimeter im Wasserspeisungsgebiet (Typ C) sind sowohl seitlich als auch vertikal vollständig abgeschlossen (Abb. 4). Das Sickerwasser wird unterhalb der durchwurzelbaren Zone in 1,3 m Tiefe mit Hilfe von Saugsonden in Sammelbehälter abgeführt.

Das Saugkerzenmaterial besteht aus dem Werkstoff Thermodur, der sich aufgrund seiner geringen Luft- und gleichzeitig großen Wasserdurchlässigkeit besonders gut für eine unterdruckgeregelte Bodenwasserentnahme eignet (KLEINSTÄUBER UND GÜNTHER 1987). Aufgrund seiner chemischen Zusammensetzung aus Al_2O_3 und SiO_2 weist dieser Werkstoff allerdings sorbierende Eigenschaften für Ionen aus der Wasserlösung auf. Deshalb wurden die Sorptionseigenschaften im Labor der TLL getestet. Es zeigte sich, dass das Saugkerzenmaterial die Anionen Nitrat, Nitrit, Chlorid und Sulfat ungehindert passieren läßt (Anlage 14). Beim Phosphat war zeitweilig eine Verringerung der Konzentration zu verzeichnen, zeitweilig gab es keine Beeinflussung. Offenbar tritt das Phosphat der Bodenlösung mit dem Sorptionskomplex

des Saugkerzenmaterials in Wechselwirkung, wie es auch von GROSSMANN (1987) beschrieben wird. Mit hoher Wahrscheinlichkeit stellt sich aber nach Durchfluss einer bestimmten Wassermenge ein Gleichgewicht ein, so dass der aus mehreren Wasserproben bestimmte durchschnittliche Phosphatgehalt dem tatsächlichen Gehalt des Bodenwassers nahe kommt und die ermittelten Phosphatgehalte des Boden- und Grundwassers deshalb weitgehend verwendbar sind. Bei den Schwermetallen Cd, Cu, Ni sowie Mn stellt sich nach Durchfluss einer bestimmten Bodenwassermenge (im Labor 2 Liter) der tatsächliche Wert der Bodenwasserprobe ein. Nicht geeignet sind die keramischen Saugsonden für die Bestimmung von Pb, Al, Cr und Zn.

b) Probenahme und Analyse des Boden- und oberflächennahen Grundwassers

Die Probenahme des Boden- /Grundwassers erfolgte an allen Messplätzen wöchentlich.

Die Analyse des Bodenwassers erstreckte sich auf: NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- , N_t , P_t , o-PO_4^{3-} , Cl^- , SO_4^{2-} , K, Mg, Na, Ca, DOC, TOC, pH, elektrische Leitfähigkeit, HCO_3^- , Fe, Mn, Cu, Cd, Ni, Hg, und Pflanzenschutzmittel (PSM).

Die Untersuchung der PSM-Gehalte erfolgte im Rahmen des Bodenwassermonitorings der TLL. Mehrmals jährlich wird in diesem Messprogramm eine Analyse auf diejenigen PSM-Wirkstoffe durchgeführt, die in den vergangenen Jahren auf die Untersuchungsfläche aufgebracht worden sind. Da es sich hierbei um eine umfassende Wirkstoffpalette handelte (91 verschiedene Wirkstoffe) wurde in den Labors der TLL und TLU darauf orientiert, die Methodeneinarbeitung auf die am häufigsten angewandten und zur Verlagerung neigenden PSM-Wirkstoffe zu konzentrieren. Darüber hinaus zielte das Messprogramm auf den Nachweis von PSM-Wirkstoffen aus der Gruppe der Triazine, chlorierten Kohlenwasserstoffe und Phenoxycarbonsäuren, um Altlasten an Pflanzenschutzmitteln, die in der Vergangenheit verbreitet zum Einsatz kamen und gegenwärtig nicht mehr für den Feldbau zugelassen sind, sichtbar zu machen.

Im vorliegenden Projekt wurde das Boden- und oberflächennahe Grundwasser auf die seit 1993 vom Betrieb applizierten und davon in den Labors der TLL und TLU analysierbaren PSM-Wirkstoffe Ioxynil, Metazachlor, Dimethoat, Parathion, •-Cypermethrin, Bifenox, Prochloraz, Amidosulfuron, Tebuconazol, Cyproconazol, Terbutylazin, Dichlorprop und Mecoprop untersucht (Anlagen 12 und 13).

Entnahme, Transport und Zwischenlagerung der Wasserproben erfolgte nach den dafür festgelegten Richtlinien (DIN 1986). Die Wasserproben wurden in der Regel binnen 24 h nach der Entnahme an die Labors geliefert. In Einzelfällen war es aufgrund eines zu geringen Probenumfanges notwendig, das Bodenwasser über einen Zeitraum von 14 Tagen zu sammeln.

c) Modellierung der Sickerwasserrate für die Auenstandorte

Mit Hilfe verschiedener Modellansätze war es möglich, den Bodenwasserfluß und damit auch die Sickerwasserrate aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser der Auenstandorte zu berechnen. Das kapazitive Wasserhaushaltsmodell VERD (KOITZSCH UND GÜNTHER 1990) lieferte die potentielle Verdunstung, die eine notwendige Randbedingung für das Modell HYDRUS darstellte. Mit dem Wasser- und Stofftransportmodell HYDRUS² (SIMUNEK UND VAN GENUCHTEN 1999) wurde der zeitliche Verlauf des Bodenwasserflusses in der ungesättigten Zone beschrieben und daraus der Abfluss in das Grundwasser und der kapillare Aufstieg in die Wurzelzone bestimmt.

² Das Modell HYDRUS wurde im Rahmen des BMBF-Projektes "Unstrutrevitalisierung" dankenswerterweise vom DGFZ Dresden zur Verfügung gestellt.

d) Messung des Bodenfeuchteverlaufes in der Auenniederung

Der Bodenfeuchteverlauf in der ungesättigten Zone wurde außerhalb der Lysimeter mit der Neutronensonde (DVWK, 1983) und dem Gipsblock (BAIER 1952) gemessen.

e) Erfassung der übrigen In- und Outputfaktoren auf den Untersuchungsflächen

Angaben über die Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Düngung, Pflanzenschutz und Viehbesatz) wurden durch Befragung des Bewirtschafters oder eigene Erhebungen zusammengetragen. Der Ertrag wurde mit Hilfe von Parzellenernten (A1 und A2: mehrmals während der Vegetationszeit auf von der Beweidung vorübergehend ausgegrenzten Parzellen von 20*20 m nach VON BOBERFELD (1990), A3 und A4: 4*4 m² Endernte aus einer Probenahmefläche von 50*50 m) ermittelt. Für die Bestimmung des biomassegebundenen Stoffaustrages wurde eine Analyse der Pflanzenproben auf ihren Gehalt an N, S, K, Ca, Mg, Na und P durchgeführt.

f) Bodenuntersuchungen

Zu Beginn des Projektes erfolgte die bodenkundliche Standortaufnahme mit der Standortansprache sowie der Ermittlung der bodenphysikalischen Eigenschaften und des bodenchemischen Ausgangszustandes. Jährlich wurden zu Vegetationsbeginn, Spätsommer und vor Wintereintritt die Boden-N_{min}-Gehalte der Wurzelzone 0...90 cm bestimmt (A1...A4: 16 Bohrungen auf einer Probenahmefläche von 50*50 m). In jährlichem Abstand erfolgte eine Untersuchung des Bodens auf seinen Gehalt an N_p, C_p, P, K, SO₄²⁻, Cl, Mg, sowie pH und elektrische Leitfähigkeit.

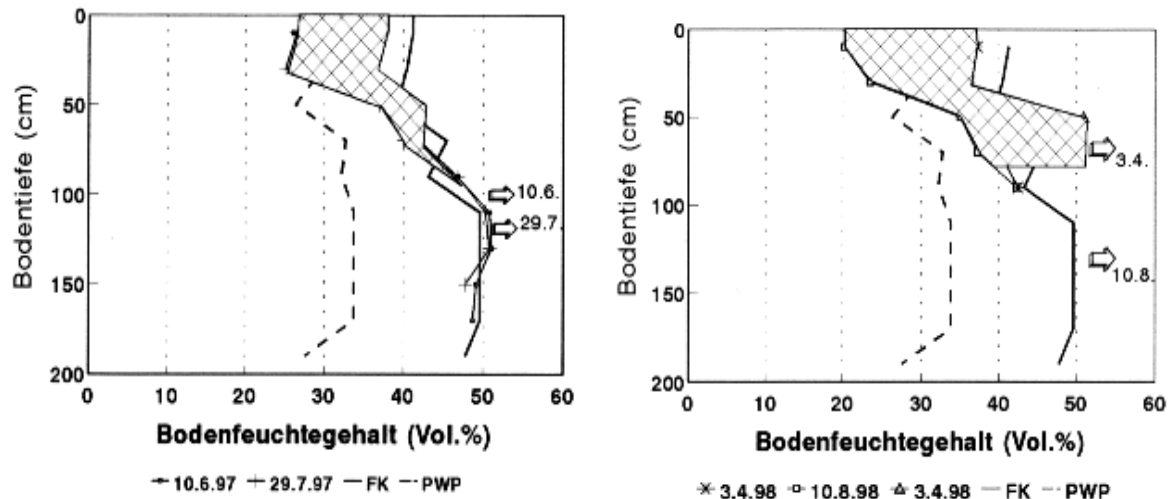
Einmal während des Projektzeitraumes wurde auf zwei der Auenstandorte und dem Standort im Wasserspeisungsgebiet eine Tiefenbohrung zur Bestimmung der Gehalte an mineralischem Stickstoff, C_t und N_t durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Vega-Gley in der Auenniederung mit extensiver Grünlandnutzung

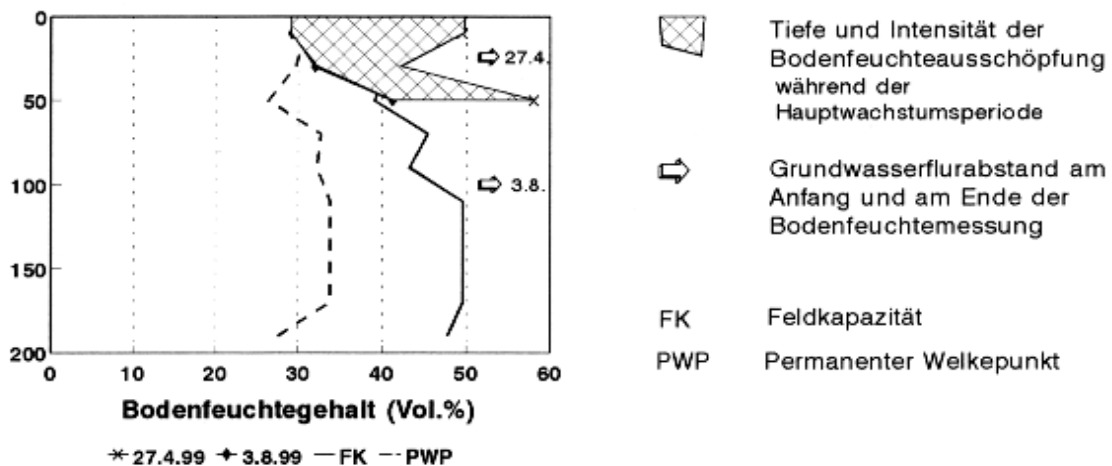
3.1.1. Pflanzliche Wasserversorgung

Die extensiv mit Nährstoffen versorgte und ganzjährig beweidete Grünlandnarbe war auf dem Vega-Gley in der Lage, Bodenwasser bis aus einer Tiefe von 50...80 cm aufzunehmen (Abb. 5).



a) Untersuchungsjahr 1997

b) Untersuchungsjahr 1998



c) Untersuchungsjahr 1999

Abb. 5: Tiefe und Intensität der Bodenfeuchteausschöpfung durch extensives Grünland auf dem Vega-Gley

Während der extrem trockenen Vegetationsperiode 1998 zeigte sich das Leistungsvermögen der Grasnarbe an einem Bodenfeuchteentzug von insgesamt 85 mm. Bis Mitte August war das nutzbare Bodenwasser bis in 40cm Tiefe vollständig ausgeschöpft. VETTER UND SCHARAFAT (1964) ermittelten für Lieschgras und Knaulgras Durchwurzelungstiefen von 70 und 110 cm. Der geringere Wurzeltiefgang auf dem untersuchten Vega-Gley ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf das nicht ausreichende Grobporenvolumen (<5%) des stark tonhaltigen Substrates unterhalb 80cm Tiefe zurückzuführen. Ursachen für die eingeschränkte Durchwurzelbarkeit sind nicht nur in einer geringeren Wegsamkeit des Unterbodens, sondern auch im Auftreten von Sauerstoffmangel zu suchen (MOHR ET AL. 1980).

Der Grundwasserpegel schwankte in den drei Untersuchungsjahren zwischen 20 cm uGOK im Frühjahr und 144 cm uGOK im Herbst (Abb. 6). Der Kapillarsaum des Grundwassers reichte zwar in allen Untersuchungsjahren bis zum August in die Wurzelzone (Abb. 6), die kapillar aufsteigende Wassermenge überstieg ab Mitte Juni aber kaum noch 1 mm/d (Anlage 15). Welsches Weidelgras benötigt während Niedrigwuchsperioden im Frühjahr für eine uneingeschränkte Biomassebildung durchschnittlich 2,2 mm/d, ab Juni sind dafür 4 mm/d anzusetzen (ROTH ET AL. 1997, Anlage 16). Unter der Annahme, dass die potentielle Evapotranspiration von extensivem Grünland der von niedrigwüchsigem Weidelgras nahe kommt, zeigt Tabelle 1, dass der Wasserbedarf der Grasnarbe auf dem Vega-Gley ab Mitte Juni nicht mehr gedeckt werden kann und damit die Ertragsbildung eingeschränkt werden muss. Das pflanzenverfügbare Bodenwasserdargebot ist ab diesem Zeitpunkt schon zu einem großen Teil ausgeschöpft und der niedrige kapillare Aufstieg reicht nicht aus, um den geringen Gebietsniederschlag zu kompensieren.

Allerdings zeigen die im Untersuchungsjahr 1999 trotz ergiebiger Niederschläge und hoher Grundwasserstände nicht wesentlich höheren Grünlanderträge (Abb. 7, S. 26), dass die niedrige Aufwuchsleistung der Grasnarbe auch aus einer geringen und ungleichmäßig verteilten Nährstoffzufuhr aus Weideexkrementen resultiert.

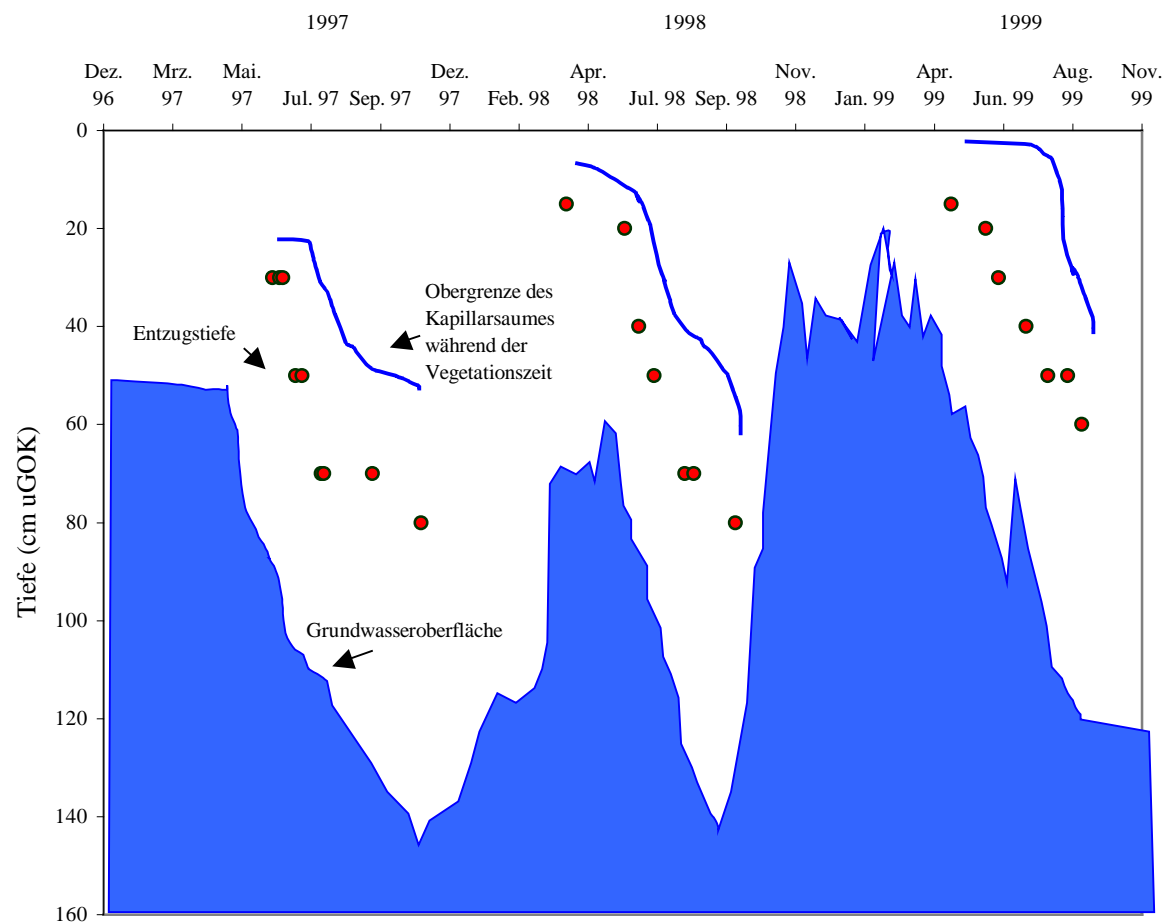


Abb. 6: Zeitlicher Verlauf der Entzugstiefe durch extensives Grünland, des Kapillarsaumes und des Grundwasserflurabstandes auf dem Vega-Gley

Tabelle 1: Kalkulation der pflanzenverfügbaren Wassermenge für das extensive Grünland auf dem Vega-Gley

Ausgangsbedingungen: maximale Entzugstiefe: 50...70 cm
 maximale Bodenfeuchteausschöpfung: 31...85 mm
 mittleres Niederschlagsdargebot von April-August (1960..91): 262 mm

Zeitraum	pflanzenverfügbare Wassermenge		
	Mm	mm/d	
1. April...Mitte Juni (75d)			
- aus Bodenwasser ¹⁾	1997...99		
	41	0,55	
- aus Niederschlag	1997 1998 1999		
	83 106 137	1,1...1,8	
- aus Grundwasser ²⁾ (<80 cm uGOK)		>2,0	
		>3,7...4,4	
2. Mitte Juni...August (75d)			
- aus Bodenwasser	1997...99		
	23	0,31	
- aus Niederschlag	1997 1998 1999		
	150 90 181	1,2...2,4	
- aus Grundwasser (> 80 cm uGOK)		1,0	
		2,5...3,7	

¹⁾ abgeleitet aus Bodenfeuchtemessungen mit der Neutronensonde ²⁾ Berechnung mit dem Modell HYDRUS

3.1.2. Erträge, N-Salden und Nmin-Gehalte im Boden

Die Trockenmasseerträge schwankten in den drei Untersuchungsjahren zwischen 24 und 36 dt/ha*a. Die Ertragsbildung war in allen drei Jahren bis Mitte Juni weitgehend abgeschlossen (Abb.7). Danach ließ das niedrige Wasser- und Nährstoffangebot und die durch ständigen Verbiss geschwächte Regenerationsfähigkeit der Grasnarbe nur noch geringe Ertragszuwächse zu.

Das extensive Grünland wurde ganzjährig mit einem Tierbesatz von 0,9 GV/ha beweidet. Nach KERSCHBERGER (1997) ist bei Mutterkühen jährlich mit einem N-Anfall über Kot und Harn von 96 kg N/GV zu rechnen. Abzüglich gasförmiger N-Verluste von mindestens 40 % verbleiben bei einem Viehbesatz von 0,9 GV/ha für den Input in den Boden nur 52 kg/ha*a. Da die Weideexkreme nicht gleichmäßig verteilt werden, ist davon auszugehen, dass selbst diese geringe Nährstoffmenge nicht optimal ertragswirksam wird.

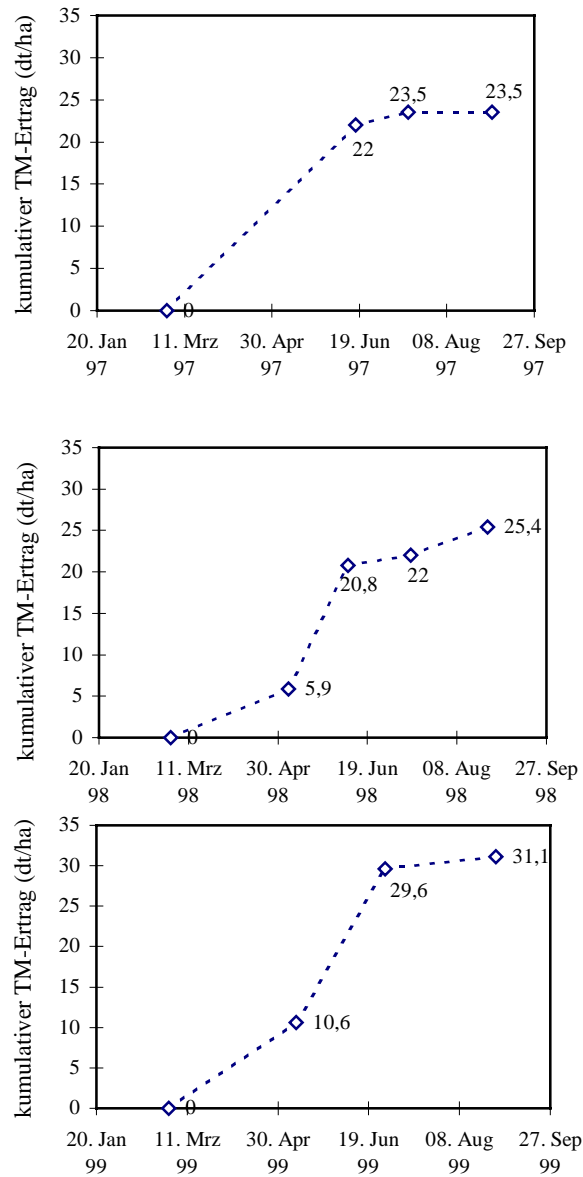


Abb.7: Verlauf der Ertragsbildung des extensiven Grünlandes

Der Saldo aus N-Zufuhr über Weideexkrememente/mineralische Düngung und N-Abfuhr über tierische Futtermittel war im Mittel der drei Untersuchungsjahre mit +26 kg/ha*a leicht positiv (Tabelle 2). Während der Wintermonate erfolgte eine Zufütterung von Stroh und Heu, das aufgrund des geringen Grünlandaufwuchses von einer fremden Fläche geworben werden mußte. Eine ganzjährige Absicherung der Tierernährung ist bei gleicher Fläche nur durch eine Verringerung des Viehbesatzes oder Erhöhung des Grünlandertrages möglich.

Tabelle 2: N-Saldo des extensiven Grünlandes auf dem Vega-Gley

Jahr	1997	1998	1999	1997...99
Bestandes- zusammensetzung	Knautgras, Wiesenrispe, Wiesenlieschgras			
Trockenmasseertrag (dt/ha)	23,5	30,7	36,4	30,2
N-Zufuhr (kg/ha)				
- Tierexkreme ¹⁾	51,8	51,8	51,8	51,8
- mineralischer Dünger	0	60,0	0	20,0
N-Abfuhr über Futter- verzehr von der Grün- landfläche (kg/ha)	34,1	59,4	45,3	46,3
N-Saldo (kg/ha)	+17,7	+52,4	+6,5	+25,5

¹⁾ Tierbesatz 1997...1999: 0,9 GV/ha

Die Nmin-Gehalte im Boden zeigten im Verlauf des dreijährigen Untersuchungszeitraumes eine rückläufige Tendenz (Abb. 8). Zu Beginn der Untersuchungen, im November 1996, enthielt der Boden in der Schicht 0...90 cm noch 100 kg/ha mineralischen Stickstoff. Im Jahr 1997 schwankten die Nmin-Gehalte zwischen 47 und 65 kg/ha. In den beiden Folgejahren 1998 und 1999 gingen sie auf 25 kg/ha zurück.

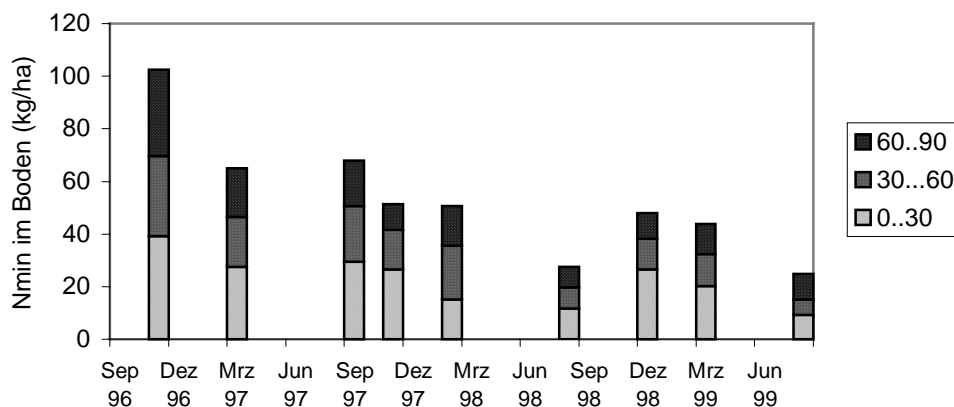


Abb.8: Nmin-Gehalte im Boden auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland

Der Humusgehalt des Oberbodens betrug zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1997 3,3 %. Nachfolgende jährliche Bodenuntersuchungen bestätigten diesen Wert (Anlage 17). Acht Jahre nach der Etablierung der Grasnarbe hatten sich offenbar noch keine für Grünland typischen Humusverhältnisse eingestellt. Ein Vergleich mit dem Humusgehalt des erst 1996 aus Acker in Grünland überführten Vega-Gleys A2 (2,24 %) deutet aber daraufhin, dass es auf dem achtjährigen Grünland schon zu einer Anreicherung organischer Substanz im Boden gekommen ist. Dennoch läßt

das enge C/N-Verhältnis von 8 bei einem pH von 7,2 noch eine für Ackerböden typisch hohe Umsatzrate der organischen Substanz erwarten. Das erklärt die sechs Jahre nach Grünlandetablierung trotz niedrigen N-Inputs hohen Boden-N_{min}-Gehalte im November 1996 (Abb. 8). Im Spätherbst nimmt die Grasnarbe kaum noch mineralischen Stickstoff auf, so dass unter diesen Bedingungen eine Auswaschung in das Grundwasser zu befürchten ist. Auch KUNTZE (1994) konnte auf einem Auenlehm feststellen, dass fünf Jahre nach Umwidmung von Acker- in extensive Grünlandnutzung der Nitratgehalt des Dränwassers im Verlauf der ersten vier Jahre von 44 auf knapp 2 mg/l zurückging und im fünften und sechsten Jahr wieder auf 20...40 mg/l anstieg. Nach SAUERBECK (1991) benötigt die Einstellung eines neuen Fließgleichgewichtes der organischen Substanz nach Nutzungsumstellung einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten. So wies HÜLSBERGEN (1996) nach, dass die N_t-Gehalte eines Ackerbodens zwanzig Jahre nach Grünlandumbruch unabhängig von der Art und Menge der Düngerezufuhr immer noch eine rückläufige Tendenz zeigten. Für den umgekehrten Fall, einer Umwidmung von Acker- in Grünland liegen weniger Erkenntnisse vor. RICHARDSON (1938) fand heraus, dass sich die N_t-Gehalte nach Umstellung von Acker- in Grünland erst nach 100 Jahren verdoppelt hatten. Die Hälfte des N_t-Anstieges fand in den ersten 25 Jahren statt.

Die im Verlauf des dreijährigen Untersuchungszeitraumes wiederholt gemessenen niedrigen N_{min}-Gehalte stellen andererseits unter Beweis, dass unter Grünland aufgrund fehlender bodenvermischender und -belüftender Bearbeitung die Mineralisierung deutlich weniger intensiv als unter Acker abläuft und mineralischer Stickstoff im Oberboden aufgrund der dort mit der Wurzelbiomasse angehäuften Kohlenstoffquelle schneller wieder immobilisiert bzw. während der Vegetationszeit von der Grasnarbe aufgenommen werden kann.

3.1.3. Abflussbildung

Extensive Grünlandnutzung hinterließ auf dem Vega-Gley maximale Bodenfeuchtedefizite von 31 bis 85 mm.

Im Untersuchungsjahr 1997 setzte nach einem trockenen Sommerhalbjahr ein niederschlagsnormales Winterhalbjahr ein. Der Grundwasserspiegel erreichte Ende September mit 144 cm uGOK seinen Tiefststand und das Bodenfeuchtedefizit mit 85 mm seinen Maximalwert. Im Verlauf des Winterhalbjahres stieg das Grundwasser bis auf 70 cm uGOK an. Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser und Niederschläge führten erst Anfang Dezember eine Auffüllung des Wurzelraumes bis zur Feldkapazität herbei (Tabelle 3).

Auf- und abwärtsgerichteter Wasserfluss trafen in einer Tiefe von 30 cm aufeinander. Ein Abfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser kam aber erst Ende Dezember zustande und setzte sich bis Anfang Februar fort (Abb. 9 b und c). In den nachfolgenden 20 Tagen gab es keinen Abfluss, weil der Niederschlag niedriger ausfiel als die Verdunstung (Abb. 9 c). Das

Tabelle 3: Wasserhaushaltsgrößen des Vega-Gley mit extensivem Grünland (*Ergebnisse aus dem Modell HYDRUS*)

1997/98

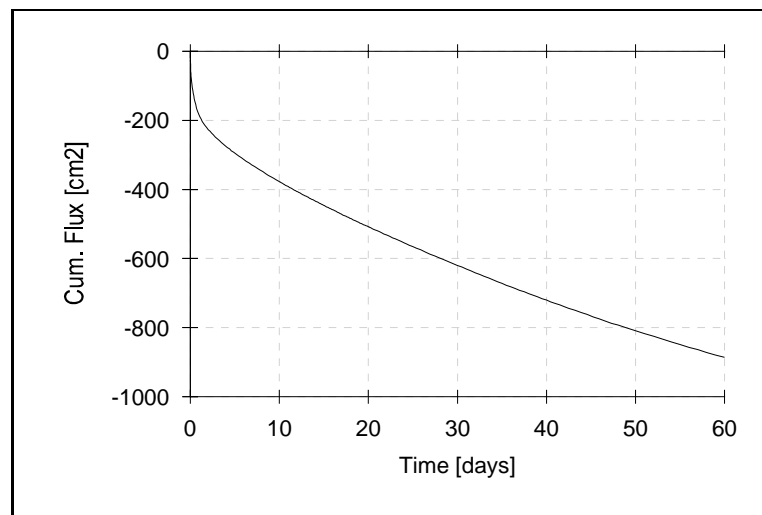
Bodenwasser- defizit (mm)	Zeitraum	mittl. Grund- wasserflur- abstand (cm u GOK)	Bodenwasserauffüllung aus Grundwasser		Niederschlag- Verdunstung (mm)	Gesamt (mm)	Abfluss in das Grund- wasser (mm)	Tiefe der Schnittstelle zwischen ab- und aufwärts- gerichtetem Fluss (cm u GOK)
85	1.10.-30.11.97	140	+92	+45	+137		0	30
	1.12.-31.12.97	125	+21	+37		+56	+2	6.12.: Auffüllung bis Feldkapazität in 20cm
	1.01.-28.02.98	100	+6	-4		-3	+5	
	1.03.-31.03.98	70	+20	+12	+18	+14		
Summe	1.10.97-31.3.98		+139	+90	+208	+21		

1998/99

Bodenwasser- defizit (mm)	Zeitraum	mittl. Grund- wasserflur- abstand (cm u GOK)	Bodenwasserauffüllung aus Grundwasser		Niederschlag- Verdunstung (mm)	Gesamt (mm)	Abfluss in das Grund- wasser (mm)	Tiefe der Schnittstelle zwischen ab- und aufwärts- gerichtetem Fluss (cm u GOK)
78	1.09. -30.09.98	140	+34	+45	+79		0	40
0	1.10. -31.10.98	80	+77	+70		+115	+32	6.10.: Auffüllung bis Feldkapazität in 20cm
0	1.11. -10.02.99	40	+1	+70		+1	+70	
0	10.02.- 31.03.99	30	+7	+25	0	+32		
Summe	1.09.98-31.3.99		+119	+210	+195	+134		

Bodenwasserpotential (ψ_m) der ungesättigten Zone nahm daraufhin leicht ab und löste kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser aus. Ab Anfang März setzte wieder ein abwärtsgerichteter Bodenwasserfluss ein, der aufgrund zunehmender Verdunstung durch den Pflanzenbestand schon Ende März wieder verebbte (Abb. 9 d). Insgesamt betrug die Sickerwasserrate im Winterhalbjahr 1997/98 nur 21 mm (Tabelle 3).

Die Gegenüberstellung des Bodenfeuchtedefizites, der Wasserbilanz aus Niederschlag-Verdunstung und des Abflusses zeigt, dass kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser die Abflussmenge nicht erhöht, obwohl er dazu beiträgt, das Bodenfeuchtedefizit abzubauen. Dieser Effekt ist darauf zurückzuführen, dass auch nach Erreichen von Feldkapazität das Potentialgefälle zwischen Grundwasseroberfläche und ungesättigter Zone noch so groß ist, dass das Grundwasser bestrebt ist, kapillar aufzusteigen. Der Bodenwassergehalt der ungesättigten Zone, ab dem ein Sickerwasserabfluss in das Grundwasser zustande kommt, liegt deshalb deutlich höher als bei Feldkapazität.



a) Zeitraum 1.10.97 bis 30.11.97, mittlerer Grundwasserflurabstand: 140 cm u GOK

Abb. 9: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland im Jahr 1997/98

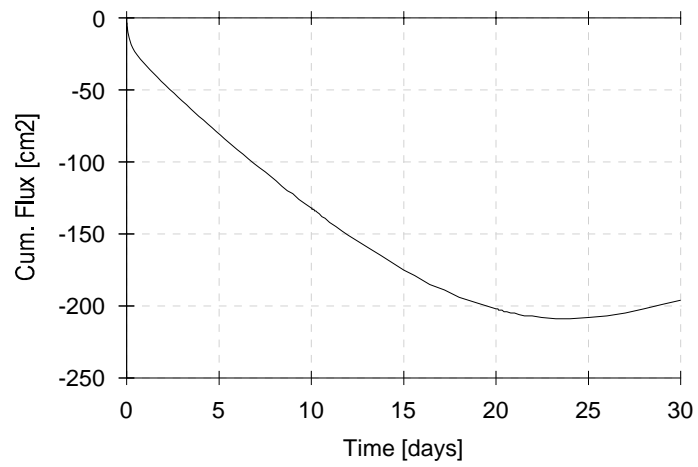
Abnahme bedeutet kapillarer Aufstieg des Grundwassers in die ungesättigte Zone.

Zunahme bedeutet Abfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.

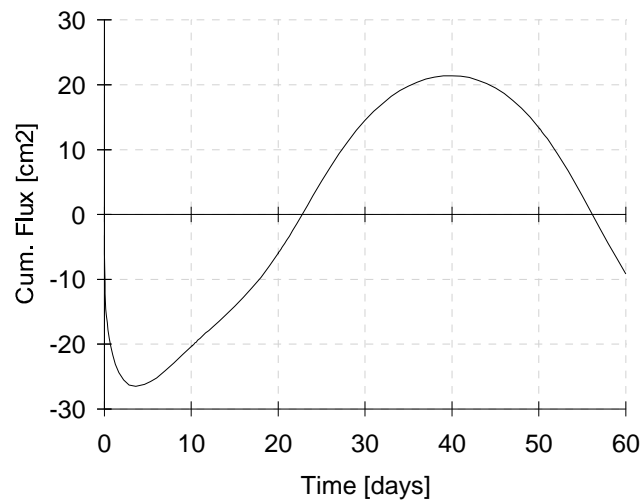
Cum. Flux in (cm²)/10 = kumulativer Wasserfluss in (mm)

Erläuterungen zu den Modellberechnungen:

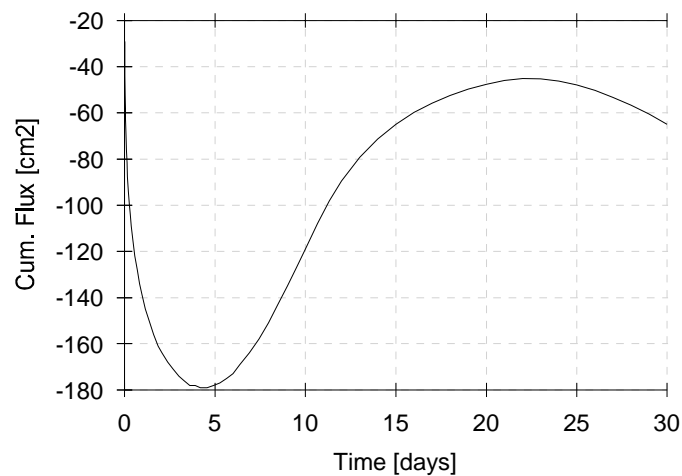
Um den Abfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser berechnen zu können, wurden in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand Klassen unterschiedlich mächtiger "ungesättigter Bodenzonen" gebildet. An der Unterkante der betrachteten Bodenzone, dem Grenzbereich zwischen ungesättigter Zone und Grundwasser, wurde das Wasserpotential (ψ_m) auf 0 gesetzt. Der Endbodenfeuchtegehalt eines Teilzeitraumes diente für den jeweils nachfolgenden Zeitraum als Anfangsbodenfeuchtegehalt. In Anlage 18 ist der kumulative Wasserfluss über den gesamten Zeitraum vom 1.10.97 bis 31.3.98 dargestellt. Im Unterschied zu den Teilzeitdarstellungen wurde die Mächtigkeit der betrachteten Bodenzone gleich gehalten und der Grundwasseranstieg durch eine dementsprechende Zunahme des Wasserpotentials an der Unterkante der Bodenzone simuliert.



b) Zeitraum 1.12.97 bis 31.12.97, mittlerer Grundwasserflurabstand: 125 cm u GOK



c) Zeitraum 1.1.98 bis 28.2.98, mittlerer Grundwasserflurabstand: 100 cm u GOK



d) Zeitraum 1.3.98 bis 31.3.98, mittlerer Grundwasserflurabstand: 70 cm uGOK

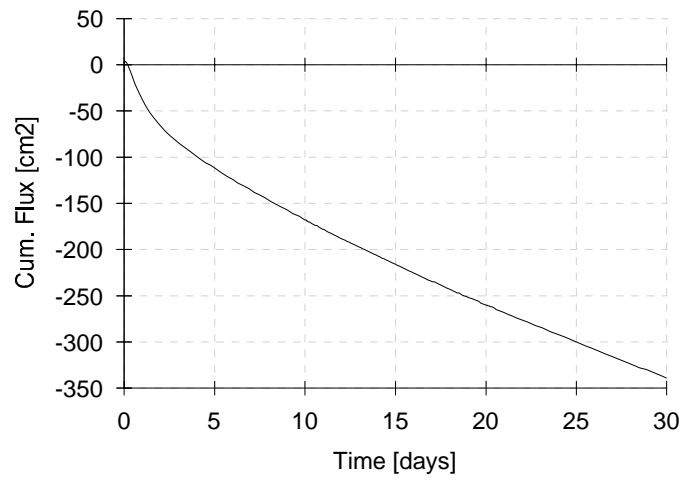
Abb. 9: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland im Jahr 1997/98

Abnahme bedeutet kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in die ungesättigte Zone.

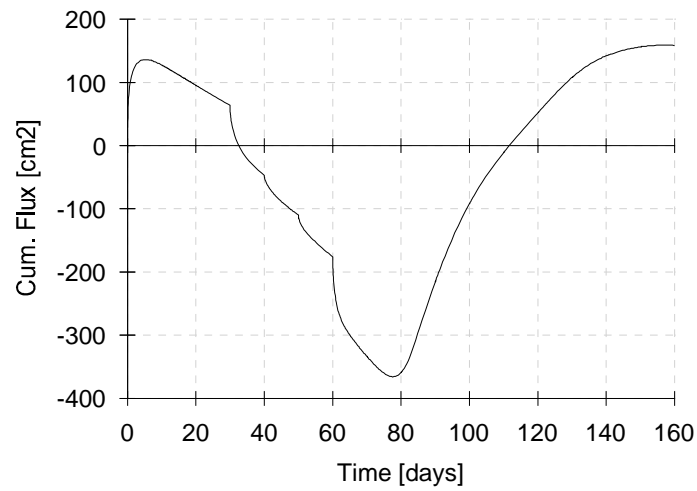
Zunahme bedeutet Abfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.

Cum. Flux in $(\text{cm}^2)/10 =$ kumulativer Wasserfluss in (mm)

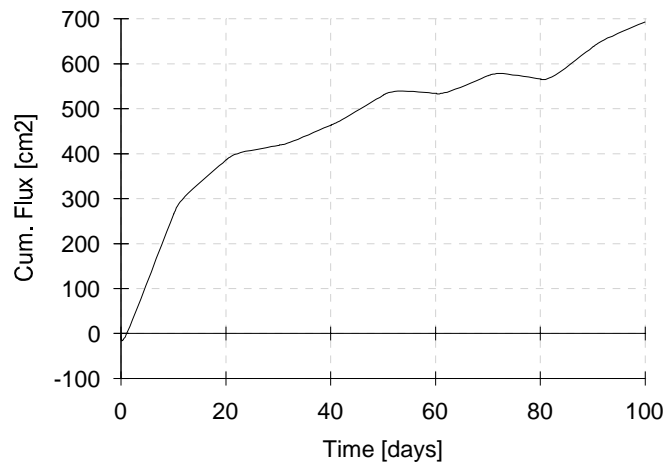
Vollkommen andere Abflussverhältnisse waren im Untersuchungsjahr 1998/99 zu verzeichnen. Ebenso wie 1997 fiel das Grundwasser auch 1998 bis auf 144 cm uGOK ab. Das maximale Bodenfeuchtedefizit betrug 78 mm (Tabelle 3). Überdurchschnittlich hohe Niederschläge im September und Oktober führten im Zusammenhang mit kapillarem Aufstieg zu einer raschen Auffüllung des Wurzelraumes bis Anfang Oktober 1998. Die Schnittstelle zwischen auf- und abwärtsgerichteten Strom lag in 40 cm Tiefe. Das im Vergleich zum Vorjahr deutlich höhere Niederschlagsaufkommen vor Winter brachte gemeinsam mit einem raschen Anstieg des Grundwasserpegels auch in der ungesättigten Zone einen schnellen Rückgang des Bodenwasserpotentials mit sich. Das erklärt, warum es nach dem 31.10.98 zu fast keinem aufwärtsgerichteten Wasserstrom mehr kam. Anfang November stand das Grundwasser schon 40 cm uGOK. Die anhaltend positive Wasserbilanz aus Niederschlag und Verdunstung löste bereits im Oktober einen abwärtsgerichteten Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser aus (Abb. 10b).



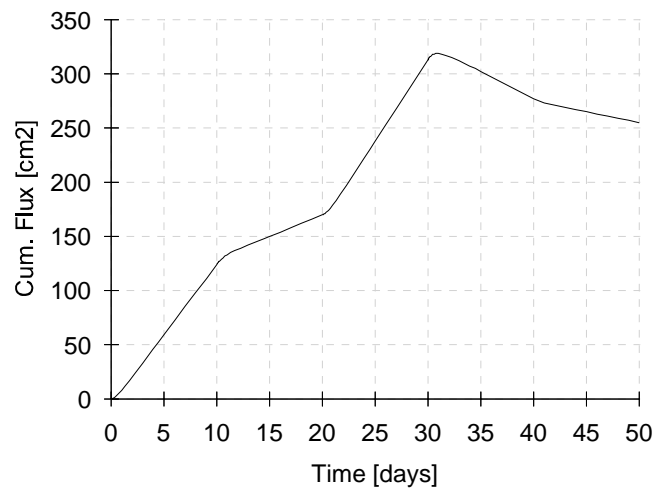
a) Zeitraum 1.9.98 bis 30.9.98, mittlerer Grundwasserflurabstand: 140 cm u GOK



b) Zeitraum 1.10.98 bis 31.10.98, mittlerer Grundwasserstand: 80 cm u GOK



c) Zeitraum 1.11.98 bis 10.2.99, mittlerer Grundwasserflurabstand: 40 cm u GOK



d) Zeitraum 10.2.99 bis 31.3.99, mittlerer Grundwasserflurabstand: 30 cm uGOK

Abb. 10: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland 1998/99

Abnahme bedeutet Wasserfluss in die ungesättigte Zone aus dem Grundwasser.

Zunahme bedeutet Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.

Cum. Flux in $(\text{cm}^2)/10 =$ kumulativer Wasserfluss in (mm)

Anlage 18 zeigt den kumulativen Wasserfluss über den gesamten Zeitraum vom 1.9.98...31.3.99.

Abb. 11 ist der gemessene Abfluss des Lysimeters dargestellt. Mess- und Modellwert stimmen nahezu überein. Die berechnete Sickerwasserrate betrug im Winterhalbjahr 1998/99 134 mm. Die Lysimetermessungen erbrachten einen Abfluss von 124 mm

Während im Untersuchungsjahr 1997/98 bei einer Sickerwasserrate von 21 mm nur ein geringer Anteil des Bodenwassers aus der Wurzelzone ausgetauscht worden ist, hat es im Winterhalbjahr 1998/99 bei einer Sickerwasserrate von 134 mm und einer Feldkapazität von 120 mm in der verbleibenden 40 cm mächtigen ungesättigten Zone mehr als einen vollständigen Verdrängungsprozess gegeben.

3.1.4. Sickerwasserqualität und Stoffaustrag

3.1.4.1. Stickstoff

Für die Bewertung des N-Verlagerungsrisikos des extensiven Grünlandes dienen das aus 50 cm Tiefe in der Fläche entnommene Bodenwasser und der aus 1,8 m Tiefe gewonnene Abfluss aus dem Lysimeter A1/B (vgl. Abb. 11).

Das Lysimeter A1/B war von Beginn der Messungen im Juni 1997 bis Ende Februar 1998 vertikal abgeschlossen, um den Sickerwasserfluss aus der Wurzelzone vom Grundwasser zu trennen. Mitte März 1998 wurde das Lysimeter kurzzeitig geöffnet, um mit dem Eintritt des Grundwassers in den Bodenmonolith wieder naturnahe Bodenwasserverhältnisse für das Grünland herzustellen (Abb. 11). Gegen Ende der Vegetationszeit 1998 wurde ein Teil davon durch geringen Unterdruck wieder abgeführt, um annähernd den gleichen Wasserstand wie im Gelände zu erhalten. Dieser Entwässerungsvorgang ist allerdings zu rasch erfolgt. Ende August stand das Grundwasser in der Fläche 144 cm uGOK. Im Lysimeter war es aber schon auf 160 cm uGOK abgesunken. Trotzdem war damit auch im Winterhalbjahr 1998/99 die methodische Voraussetzung gegeben, den Stoffaustrag aus einem grundwasserbeeinflussten Boden zu bestimmen. Wie im Kapitel 3.1.3. beschrieben, setzte ab September 1998 eine rasche Auffüllung der Wurzelzone und daraufhin Versickerung in das Grundwasser ein.

Das während des Winterhalbjahres 1997/98 aus 1,8 m Tiefe gewonnene Grundwasser wies Nitratgehalte von durchschnittlich 4,8 mg/l auf (Abb. 11).

Die im April 1998 in 50 cm Tiefe installierten Saugsonden sammelten bis Ende Juli Bodenwasser. Die Nitratgehalte lagen nahe Null. Nach Modellberechnungen reichte der Kapillarsaum des Grundwassers in diesem Zeitraum bis in diese Tiefe (Abb. 6). Somit hat es offenbar eine Verdünnung des Bodenwassers durch oberflächennahes Grundwasser gegeben. Die nahe Null liegenden Nitratgehalte weisen daraufhin, dass in 50 cm Tiefe trotz Befeuchtung durch oberflächennahes Grundwasser auch keine nennenswerte Mineralisierung stattgefunden hat. Außerdem zeigt der Rückgang des Boden-Nmin-Wertes von 20 kg/ha in der 30...60 cm Bodenzone im Februar auf 8kg/ha im August (Abb. 8) und der gemessene Bodenfeuchteentzug bis in 70 cm Tiefe, dass auch der pflanzliche Entzug höheren Nitratgehalten im Bodenwasser entgegenwirkte.

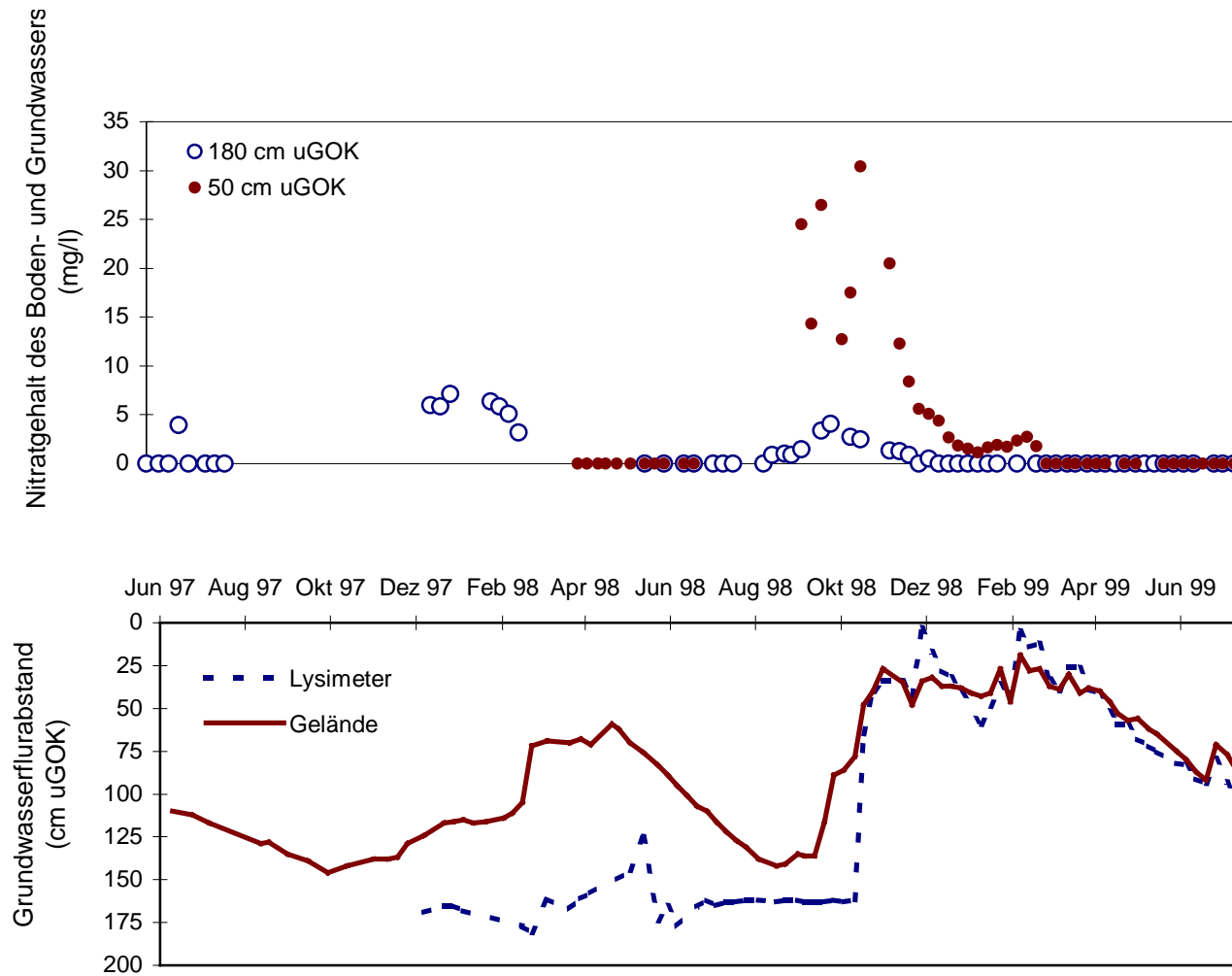


Abb.11: Verlauf des Nitratgehaltes im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser in 50 und 180cm Tiefe sowie des Grundwasserpegels im Gelände und im Lysimeter auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland

Nach den Starkniederschlägen im September beginnen die Saugsonden in 50 cm Tiefe erneut Bodenwasser zu sammeln. Das aber jetzt aus dem abwärtsgerichteten Fluss stammende Bodenwasser wies anfangs noch bis zu 30 mg/l Nitrat auf. Im Verlauf der Abflussperiode sanken die Nitratgehalte aber rasch ab und erreichten schon Anfang Dezember 5 mg/l. Die bereits zu Abflussbeginn niedrigen Nitratgehalte lassen erkennen, dass der Oberboden nach Ende der Vegetationszeit keine hohen Rest-Nmin-Menge mehr enthielt. Es ist davon auszugehen, dass ein Teil des in diesem Jahr überschüssig zugeführten Stickstoffs (N-Saldo 1998: 52,4 kg/ha) immobilisiert worden ist. Der deutliche Rückgang der Nitratgehalte in 50 cm Tiefe im Dezember 1998 fällt mit dem raschen Anstieg des Grundwassers bis in diese Bodenzone zusammen (Abb. 11) und lässt gasförmige N-Verluste über Denitrifikation vermuten. Der nur in geringer Zeitverzögerung zu den Nitratgehalten beobachtete Anstieg der Nitritgehalte stellt diese Vermutung unter Beweis (Abb. 12). Der Nitratgehalt des Grundwassers stieg in 1,8 m Tiefe bereits Mitte Oktober, kurz nach Beginn der Abflussbildung, von $<0,7$ mg/l auf $>1,4$ mg/l an. Offenbar hat es eine präferentielle Nitratverlagerung aus dem Oberboden bis in das 1,8 m tiefe Grundwasser gegeben.

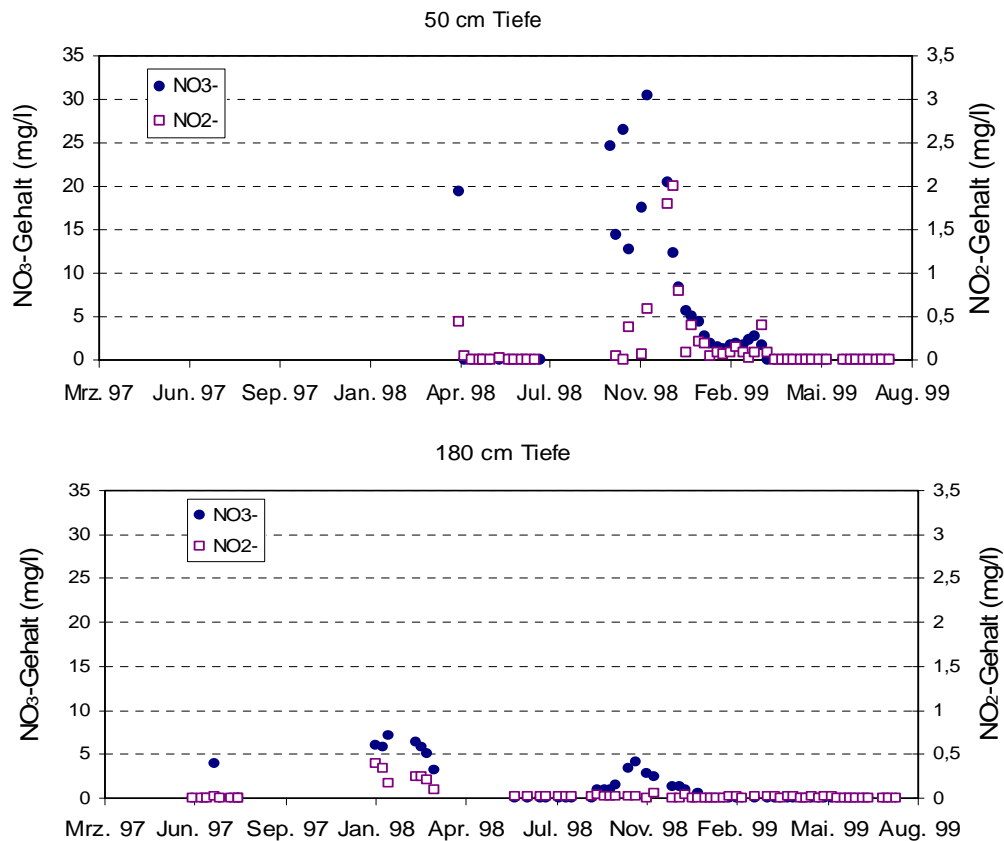


Abb. 12: Verlauf der Nitrat- und Nitritgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland

Im Verlauf des Winterhalbjahres gehen diese geringen Nitratgehalte infolge Denitrifikation wieder auf nahezu 0 mg/l zurück (Abb. 12). Der N-Austrag aus der Wurzelzone in das Grundwasser betrug 1997/98 nur 0,2 kg/ha und lag auch 1998/99 bei deutlich höherer Sickerwasserrate mit 4,0 kg/ha auf niedrigem Niveau (Tabelle 4). Am deutlichen Rückgang der Nitratgehalte im Bodenwasser bis in 1,8 m Tiefe zeigte sich 1998/99, dass die N-Fracht aus der Wurzelzone auf dem Weg in das Grundwasser bereits in 1,8 m Tiefe auf 0,3 kg/ha reduziert worden ist.

Tabelle 4: N-Austrag auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland

Jahr	1997/98	1998/99
Sickerwassermenge (mm/a)	21 Modell	134 Modell 124 Lysimeter
Nitratgehalt im Sickerwasser (mg/l)	n.b. 4,8 (180 cm Tiefe)	13,2 (50 cm Tiefe) 1,1 (180 cm Tiefe)
N-Austrag (kg/ha)	0,2	4,0 (50 cm Tiefe) 0,3 (180 cm Tiefe)

3.1.4.2. Weitere Nährstoffe

Der P_{CAL} -Gehalt des Oberbodens betrug im Mittel der Untersuchungsjahre 3,7 mg/100g Boden und ist nach den Richtwerten der TLL (1998) als zu niedrig für die pflanzliche Ernährung des Grünlandes einzustufen. Auch der wasserlösliche P-Gehalt des Oberbodens war gering (Tabelle 5).

Das Bodenwasser enthielt im Jahr 1998/99 in 50 cm Tiefe im Mittel der Abflussperiode nur 0,005 mg/l o- PO_4 -P (Tabelle 5). Der Grenzwert für die Gewässer, 0,2 mg/l P, wird damit deutlich unterschritten. Auch der P-Austrag in das Grundwasser war mit 3,9 g/ha vernachlässigbar niedrig. Der geringe P-Gehalt des Bodenwassers ist im Zusammenhang mit dem hohen P-Sorptionsvermögen des Vega-Gley zu sehen. Es beruht bei den leicht basischen pH-Verhältnissen vornehmlich auf Ca-Ionen, die im oberflächennahen Bodenwasser mit einem Gehalt von durchschnittlich 580 mg/l reichlich vorhanden sind (Tabelle 7). Auch wirkt sich der mit 28,9 mval/100g Boden hohe Anteil austauschbarer Ca-Ionen bindungsfördernd auf die P-Sorption an Tonminerale aus, indem die diffuse Doppelschicht komprimiert und dadurch die für Phosphat-Ionen abstoßende negative Ladung der Tonminerale besser abgeschirmt wird (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1998). Die ermittelte hohe Salzkonzentration des Bodenwassers (elektrische Leitfähigkeit: 2,2 mS/cm) begünstigt diesen Effekt.

Ab einer Tiefe von 180cm war ein deutlicher Anstieg der P_{CAL} -Gehalte zu verzeichnen, was in Verbindung mit einer Zunahme organischer Substanz im Gr-Horizont und den unter 3 m Tiefe lagernden organischen Torfmudden zu sehen ist (Anlage 19). Auch SCHEFFER (1977) gibt für organogene Substrate Gesamtphosphor-Gehalte von 0,1...0,2 % an, die im Vergleich zu mineralischen Substraten (0,02...0,08 %) deutlich höher liegen.

Tabelle 5 : o-PO₄-P-Gehalt im Sickerwasser, P-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland

o-PO ₄ -P-Gehalt (mgP/l)	P-Austrag (g/ha)	Bodeneigenschaften							
		Horizont	Tiefe (cm)	P _{H₂O} (mg/100g Boden)	P _{CAL} (mg/100g Boden)	austauschb. Ca (mval/100g Boden)	Al (%)	Fe (%)	pH
0,005	3,9	Ap	0...30	0,2	2,9	30,0	3,9	3,6	7,2
		M	...52	0,1	2,3	27,8	3,6	3,4	7,4
		Gro/Gr	..180	<0,1	2,4	n.b.	4,0	3,8	7,5
		Gr	...200	0,2	6,7	n.b.	3,6	3,5	7,5

Der o-PO₄-P-Gehalt des Grundwassers wies in 180 cm Tiefe durchschnittlich 0,018 mg/l auf und lag damit viermal höher im Vergleich zum Bodenwasser in 50 cm Tiefe (Abb. 13). Allerdings blieben selbst die Maximalwerte mit 0,06 mg/l o-PO₄-P unter dem für Oberflächengewässer kritischen Wert.

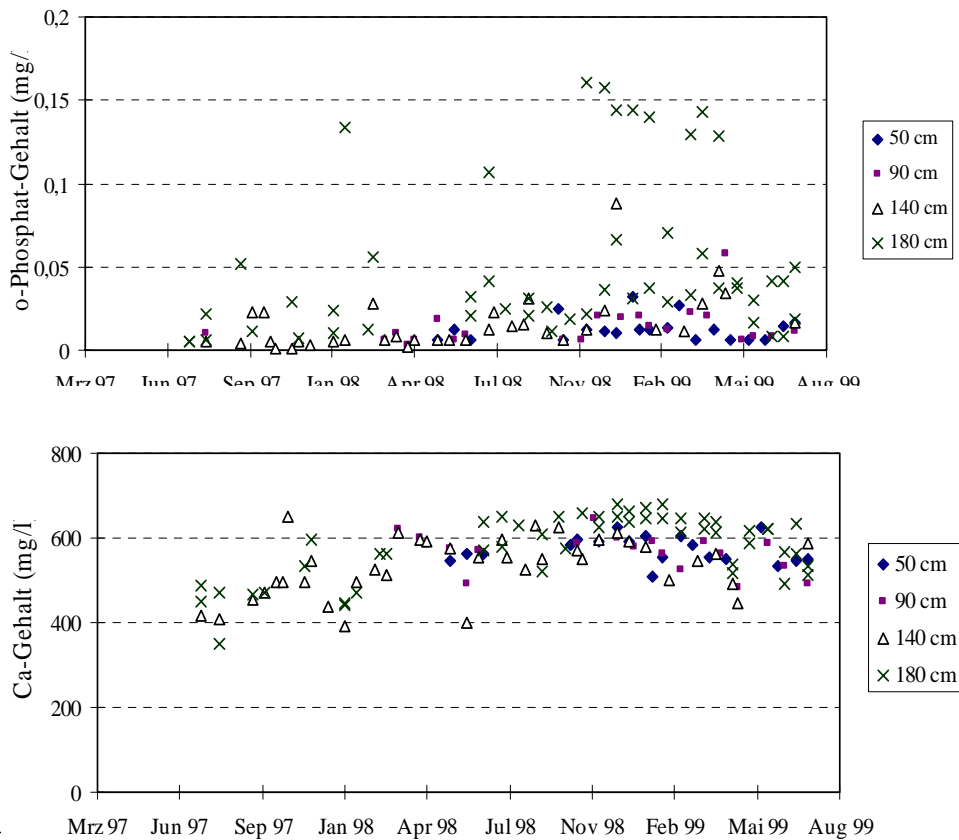


Abb. 13: C

verschiedener

In redoximorphen Böden kommen nach SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1998) häufig Fe(III)-Phosphate vor, die unter reduzierenden Bedingungen in gelöste Form übergehen. Möglicherweise trifft dies auch auf den untersuchten Vega-Gley zu und erklärt die im Vergleich zum Oberboden höheren o-PO_4 -Gehalte im Grundwasser. TREPPEL UND BODE (1999) wiesen für ein schwach saures Niedermoor (pH 5,5...6,0) wasserlösliche PO_4 -P-Gehalte von 0,15...0,3 mg/100g Boden nach und führen diese hohen Werte auf eine Zufuhr phosphatreichen Grundwassers und ein niedriges Redoxpotential zurück. AUSBORN ET AL. (1997) konnten für einen sauren Moorstandort feststellen, dass das an Fe-Oxide gebundene Phosphat nach lang anhaltender Überstauung mobilisiert wird und daraufhin der P_{DL} -Gehalt um das 3,5 bis 7-fache zunahm. Der auf dem untersuchten Vega-Gley festgestellte Anstieg der o-PO_4 -Gehalte im tieferen Grundwasser könnte aufgrund der hohen Gehalte an organischer Substanz aber auch durch Huminstoffe, die als anionische Konkurrenten die Bindungsplätze der Phosphat-Ionen blockieren, verursacht worden sein (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 1998).

Der K_{CAL} -Gehalt des Oberbodens entsprach nach TLL-Richtwerten dem anzustrebenden Wert für eine ausreichende Ernährung des Grünlandes. Auch im Unterboden des Wurzelraumes waren noch geringe Mengen an pflanzenverfügbarem Kalium enthalten. Im darunter folgenden Gr-Horizont (>1,8 m Tiefe) stiegen die K_{CAL} - und $\text{K}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Gehalte wieder auf das Niveau des Oberbodens an (Tabelle 6).

Tabelle 6: K-Gehalt im Sickerwasser, K-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland

K-Gehalt (mg/l)	K-Austrag (kg/ha)	Bodeneigenschaften				
		Horizont	Tiefe (cm)	Körnung	K_{CAL} (mg/100 g Boden)	$\text{K}_{\text{H}_2\text{O}}$
0,48	0,37	Ap	0...30	Tu2	13	11
		M	...52	Tu3	4	6
		Gro/Gor	...180	Tu2	6	10
		Gr	>180	Tu3	10	14

Das aus 50 cm Tiefe gewonnene Sickerwasser wies im Mittel der Abflussperiode nur 0,48 mg/l K auf (Tabelle 6). Dementsprechend niedrig war mit 0,37 kg/ha auch der K-Austrag in das Grundwasser. Mit zunehmender Tiefe war ein deutlicher Anstieg der K-Gehalte zu verzeichnen (Abb. 14). Im tieferen Grundwasser (180 cm) schwankte der K-Gehalt des Grundwassers zwischen 4 und 8 mg/l. Die geringen K-Gehalte des Oberbodens sind auf eine Fixierung an quellbare Dreischicht-Tonminerale zurückzuführen. Dafür verantwortlich sind die an die Schluff- und Grobtonfraktion gebundenen Vermikulite und die in der Feintonfraktion <0,2 •m enthaltenen Illite und Smectite. Da es sich beim untersuchten Vega-Gley um einen schwach schluffigen Ton handelt, dürfte die K-Fixierungskapazität groß sein.

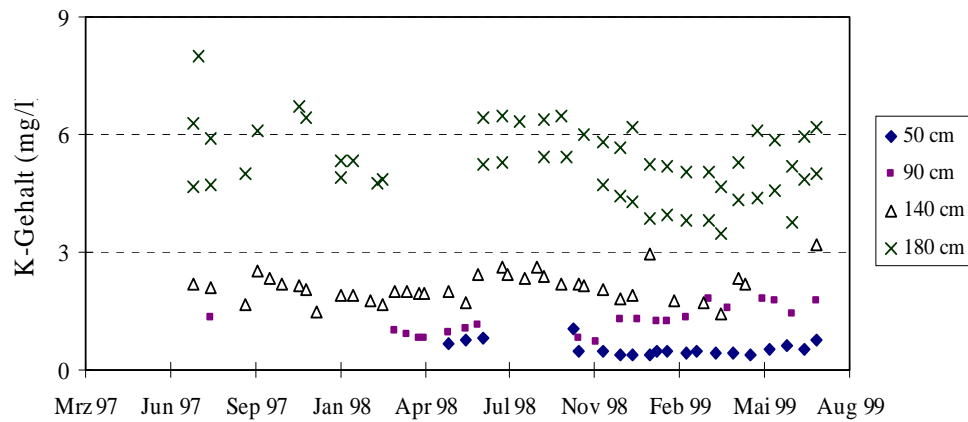


Abb. 14: Gehalt des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an K in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf dem Vega-Gley

Der mit zunehmender Tiefe beobachtete Anstieg der K-Gehalte ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine K-Zufuhr aus den Torfmudden mit dem aufwärtsgerichteten Grundwasserstrom zurückzuführen. Kalium wird nur schwach an die organische Substanz gebunden (RADERSCHALL 1994). Nach ZEITZ IN MATSCHULATT ET AL. (1994) ist die K-Sorption in kalkreichen Torfen aufgrund der dort vorherrschenden Ca-Mg-Selektivität des Sorptionskomplexes besonders gering. Möglicherweise trifft dies auch auf den untersuchten Vega-Gley zu, der in 2 bis 8 m Tiefe in wechselnden Lagen von Torf-, Kalk- und Tonmudden unterlagert wird. Die in Richtung Bodenoberkante geringer werdenden K-Gehalte des Bodenwassers sind als Ergebnis einer zunehmenden K-Fixierung in den tonreichen Sedimenten des Vega-Gley zu werten.

Die Mg-, Ca-, Na-, Cl-, und SO_4^{2-} -Gehalte des Sickerwassers in 50 cm Tiefe sind mehr als Folge einer Salzanlieferung aus dem Grundwasser als eines Stoff-Inputs aus der Bewirtschaftung zu interpretieren. In den beiden Untersuchungsjahren stieg das Grundwasser bis maximal 60 und 20 cm uGOK an, wodurch fast der gesamte Wurzelraum mit den im Grundwasser enthaltenen Salzen beeinflusst worden ist. Das zeigt sich auch daran, dass das Sickerwasser in 50 cm Tiefe ebenso hohe Ionengehalte aufwies wie das Grundwasser in 2 m Tiefe (Anlage 20), dies aber auf der Vega mit einem maximalen Grundwasseranstieg von 70 cm uGOK nicht der Fall war (Anlage 21). Insofern ist der in Tabelle 7 ausgewiesene Austrag an Mg, Ca, Na, Cl und SO_4^{2-} im wesentlichen als eine Rückverfrachtung grundwasserbürtiger Salze zu bewerten.

Tabelle 7: Gehalte an Mg, Ca, Na, Cl⁻ und SO₄²⁻ im Sickerwasser und Austrag auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland im Jahr 1998/99

	Mg	Ca	Na	Cl ⁻	SO ₄ -S
Gehalt (mg/l)	114	581	38	29	508
Austrag (kg/ha)	152	778	51	39	681

Nach HECHT IN HOPPE (1974) stammt der hohe Sulfatgehalt der an den Torflagen gebundenen Schwefelwässer aus den aufsteigenden Keuperwässern im Untersuchungsgebiet. Eine indirekte Einflussnahme der Landwirtschaft auf den Sulfatgehalt des Grundwassers durch Ingangsetzen der autotrophen Denitrifikation, wie sie für andere Regionen von RADERSCHALL (1994) beschrieben worden ist, scheint hier weniger von Bedeutung zu sein.

3.1.4.3. Pflanzenschutzmittel

Von den auf den angrenzenden Ackerflächen in der Aue und im Wasserspeisungsgebiet seit 1993 ausgebrachten PSM-Wirkstoffen wurden 13 auf ihren Gehalt im Boden- und oberflächennahen Grundwasser untersucht. Von den insgesamt durchgeführten 50 Analysen gab es im März und Mai 1999 in einer Tiefe von 90 und 180 cm uGOK nur 2 Positivbefunde an Parathion (Tabelle 8). Die Konzentrationen lagen aber mit 0,02 und 0,03 •g/l nahe der Bestimmungsgrenze von 0,01•g/l.

Das Altlasten-PSM-Screening auf Triazine, chlorierte Kohlenwasserstoffe und Phenoxycarbonsäuren wurde zwei Mal für eine Grundwasserprobe aus 1,8 m Tiefe durchgeführt und erbrachte in beiden Fällen einen Positivbefund an Lindan, ebenfalls mit einer Konzentration nahe der Bestimmungsgrenze von 0,01 •g/l.

Lindan ist seit den vierziger Jahren für die Insektenbekämpfung zugelassen und wird weltweit gegen Schädlinge im Feld- und Obstbau eingesetzt. Wegen Resistenzerscheinungen wurde es zunehmend durch andere Insektizide ersetzt. In den letzten zehn Jahren fand es in Deutschland im Feldbau kaum noch Anwendung. Lindan ist im Oberboden gering löslich, wird mittelmäßig an Ton und Humus gebunden und ist nur sehr langsam abbaubar.

Tabelle 8: Pflanzenschutzmittelgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland

Anzahl untersuchter Wirkstoffe	Anzahl Analysen	Anzahl Positivbefunde insgesamt >0,1•g/l	
13	48	2	0
Wirkstoffe mit Negativbefund:			
Ioxynil, Metazachlor, Dimethoat, •-Cypermethrin, Bifenox, Prochloraz, Amidosulfuron, Tebuconazol, Cyproconazol, Terbutylazin, Dichlorprop, Mecoprop			
Wirkstoffe mit Positivbefund:			
untersuchte Wirkstoffe	Analysehäufigkeit	Anzahl Positivbefunde	
Parathion	4	2	

MULL UND NORDMEYER (1994) geben für Lindan eine Halbwertszeit von 400 Tagen an. GOTTESBÜREN (1992), VOFRAM (1975) sowie SCHULZ UND KLIMANEK (1996) wiesen Lindan in tieferen Bodenschichten noch mehrere Jahre nach der letzten Anwendung nach. Ursachen für die langfristige Verlagerungsneigung sind in der hohen Persistenz und der nur mittleren Sorbierbarkeit zu sehen. Messungen der Niederschlagsbeschaffenheit ergaben, dass Lindan ganzjährig in Konzentrationen von bis zu 0,5 •g/l im Regenwasser enthalten ist (GIESSL 1988). PESTEMER UND NORDMEYER (1993) führen deshalb Lindanfunde in Böden, die nachweislich nie mit Lindan behandelt worden sind auf diesen Eintragspfad zurück. Die auf dem Vega-Gley festgestellten Lindanfunde können deshalb sowohl das Ergebnis einer mehrere Jahre zurückliegenden Anwendung im Wassereinzugsgebiet als auch eines permanenten Eintrages über Depositionen sein.

3.2. Vega-Gley in der Auenniederung mit extensivem Grünland nach Umwidmung aus Ackerland

3.2.1. Erträge, N-Salden und Nmin-Gehalte im Boden

Die 1996 neu etablierte Grasnarbe bestand in den Untersuchungsjahren zu unterschiedlichen Anteilen aus Luzerne und Welschem Weidelgras. Davon abgesehen, dass es sich hierbei nicht um eine für extensives Grünland übliche Grasmischung handelt, kann die Nachwirkung ackerbaulicher Nutzung auf die N-Verlagerung aufgrund der leguminosenbedingten N-Zufuhr durch Luzerne nicht ermittelt werden. Dafür ließen sich aber aus dem Vertikalgradienten der Beschaffenheit des Sicker- und oberflächennahen Grundwassers wichtige Erkenntnisse über den N-Umsatz im Übergangsbereich von der ungesättigten Zone zum Grundwasser ableiten.

Die Erträge schwankten in den drei Untersuchungsjahren zwischen 47 und 81 dt/ha Trockenmasse. In den ertragreichen Jahren 1997 und 1998 war Luzerne Hauptbestandbildner. Da Luzerne mehrere Meter tief in den Boden eindringen kann (JAKOVLEV 1978), ist davon auszugehen, dass auf dem Vega-Gley während der gesamten Vegetationszeit Zugriff zum Grundwasser bestand und damit eine maximale Biomassebildung möglich war. Ab 1999 dominierte W.Weidelgras, das aufgrund seines geringeren Wurzeltiefganges während der Sommermonate kaum noch Anschluss an den Kapillarsaum des Grundwassers gehabt haben dürfte. Der Trockenmasseertrag fiel im Vergleich zum Luzernegras deutlich niedriger aus.

Mit der Bewirtschaftung kam es neben einer N-Zufuhr aus Tierexkrementen und mineralischer N-Düngung auch zu einer leguminosenbedingten N-Anreicherung der Wurzelzone. Einer N-Zufuhr von durchschnittlich 121 kg/ha stand in gleicher Größenordnung eine N-Abfuhr über Heu und Futteraufnahme durch Weidetiere gegenüber (Tabelle 9). Der dreijährige N-Saldo war damit ausgeglichen.

Tabelle 9: Erträge, N-Düngung und N-Salden bei extensivem Grünland auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2)

Jahr	1997	1998	1999	1997...99
Bestandeszusammensetzung	80% Luzerne, 20% W.Weidelgras	60% Luzerne, 40% W.Weidelgras	100% W.Weidelgras	
Trockenmasseertrag (dt/ha)	68	81	47	65
N-Zufuhr (kg/ha)				
- Tierexkreme ¹⁾	8	41	52	34
- mineralische Düngung	0	60	0	20
- Leguminosen-N-Bindung ²⁾	114	90	0	68
N-Abfuhr über Heu und Futterverzehr (kg/ha)	142	150	45	126
N-Saldo (kg/ha)	-20	+41	-7	+5

¹⁾ Tierbesatz (GV/ha): 1997: 0,14; 1998: 0,71; 1999: 0,9

²⁾ nach KERSCHBERGER ET AL. 1997

Die Nmin-Gehalte im Boden schwankten in den Jahren 1997 und 1998 zwischen 50 und 60 kg/ha und fielen im Jahr 1999 nach Wegfall des Bestandepartners Luzerne bis auf <30 kg/ha ab (Abb. 15). Damit lag auf dem zweijährigen Grünland A2 ein vergleichbares Niveau wie auf dem extensiven Grünland A1 vor (Abb. 8, S. 27).

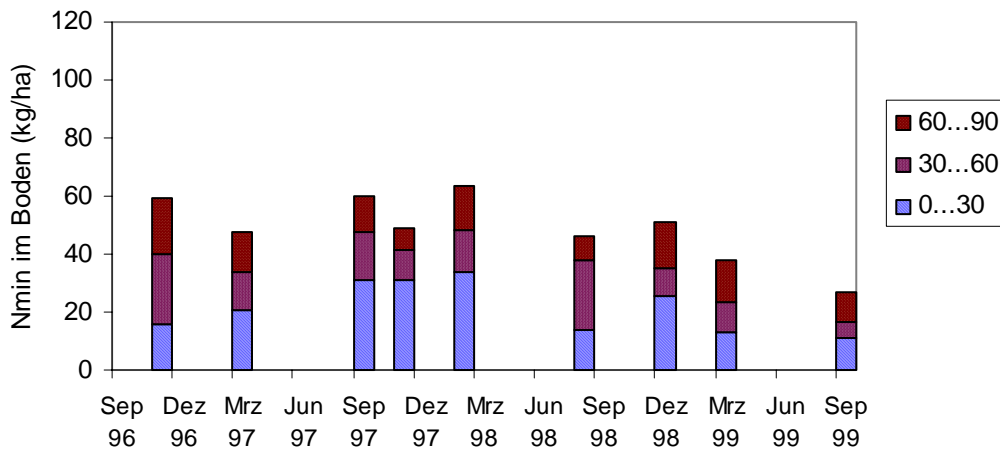


Abb.15: Nmin-Gehalte im Boden auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland A2

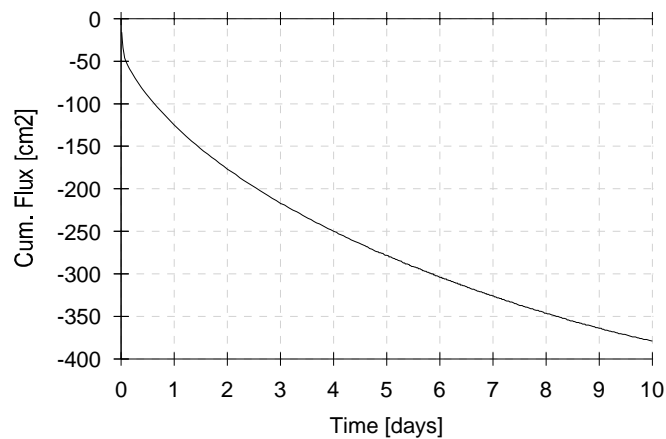
Der niedrige Humusgehalt von 2,1 % ist als Ergebnis langjähriger Ackerbaubewirtschaftung zu werten. Ebenso das enge C/N-Verhältnis von 8, das bei einem pH von 7,6 auf intensive Umsatzbedingungen im Boden deutet (Anlage 22).

3.2.2. Abflussbildung

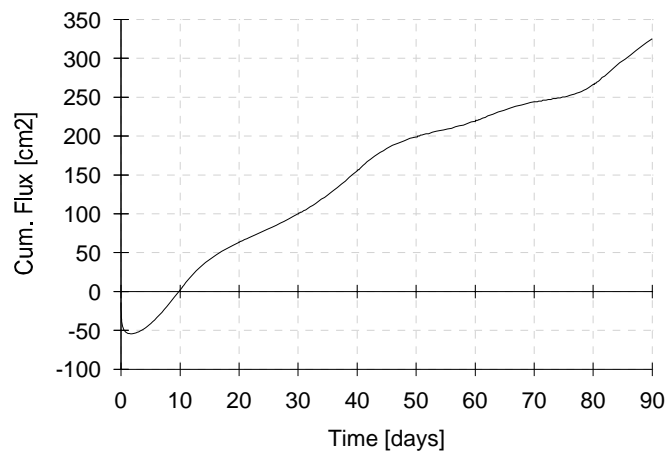
Die Bodenfeuchteausschöpfung wurde auf diesem Standort nicht gemessen. Da in den Jahren 1997/98 und 1998/99 die tiefwurzelnende Luzerne Hauptbestandsbildner war und der Grundwasserflurabstand während der Vegetationszeit einen ähnlichen Verlauf wie auf der ackergenutzten Vega zeigte (Anlage 23), ist von einer ähnlichen Bodenfeuchteausschöpfung auszugehen. Unter dieser Annahme hat 1997/98 kein Abfluss in das Grundwasser stattgefunden.

Im Jahr 1998/99 beginnen die in 140 cm Bodentiefe eingebauten Saugsonden unter Einwirkung eines Unterdruckes bei Feldkapazität (0,3 at) ab Ende Oktober 1998 ergiebiger Wassermengen zu sammeln, nachdem die in 50 und 90 cm Tiefe eingebauten Saugsonden schon ab Ende September Bodenwasser unterhalb 0,3 at aufnahmen. Offenbar war es Ende Oktober bis in 140 cm Tiefe zu einer Bodenwasserauffüllung von "oben" gekommen, denn der Grundwasserpegel stieg erst einige Tage später von 160 cm auf 130 cm uGOK an. Bei Grundwasserständen von 160 cm uGOK sammelten die in 140 cm Tiefe eingebauten Saugsonden kein Sickerwasser. Als Anfangs-Bodenfeuchte wurde in das Modell HYDRUS für den 1.11.98 eine etwas unter der Feldkapazität liegende Bodenwassersaugspannung von 0,2 at eingegeben, da die Wasserbilanz in der letzten Oktoberdekade mit +35 mm stark positiv war.

Der Sickerwasserabfluss beginnt 1998/99 ebenso wie auf der ackergenutzten Gley-Vega Anfang November und endet Mitte März, nachdem die Wasserbilanz aus Niederschlag und Verdunstung negativ wird (Abb.16). Die Abflussmenge betrug nach Modellberechnungen im Jahr 1998/99 69 mm (Tabelle 10).



a) Zeitraum: 1.11.98 bis 10.11.98, mittlerer Grundwasserstand: 110 cm u GOK



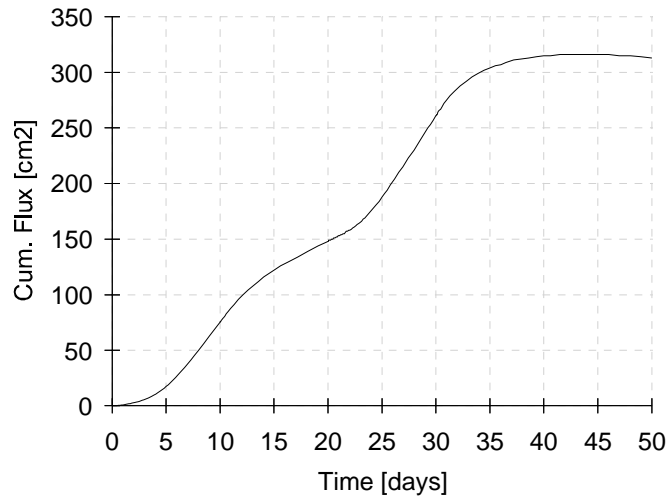
b) Zeitraum: 11.11.98 bis 10.2.98, mittlerer Grundwasserstand: 60 cm u GOK

Abb.16: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland im Jahr 1997/98

Abnahme bedeutet kapillarer Aufstieg des Grundwassers in die ungesättigte Zone.

Zunahme bedeutet Abfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.

Cum. Flux in $(\text{cm}^2)/10 =$ kumulativer Wasserfluss in (mm)



c) Zeitraum: 11.2.98 bis 31.3.99, mittlerer Grundwasserstand: 50 cm uGOK

Abb.16: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland 1997/98
 Abnahme bedeutet kapillarer Aufstieg des Grundwassers in die ungesättigte Zone.
 Zunahme bedeutet Abfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.
 Cum. Flux in (cm²)/10 = kumulativer Wasserfluss in (mm)

Tabelle 10: Wasserhaushaltsgrößen auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2)

1998/99						
Boden- wasser- defizit (mm)	Zeitraum	mittl. Grund- wasserflur- abstand (cm u GOK)	Bodenwasserauffüllung aus Grundwasser (mm)	Niederschlag- Verdunstung (mm)	Gesamt (mm)	Abfluss in das Grund- wasser (mm)
0	1.11. - 10.11.98	110	+33	+30	+63	0
	11.11.98- 10.2.99	60	+5	+40	+8	+37
	11.2.98 - 31.3.99	50	0	+27	-5	+32
Summe			+38	+97	+66	+69

3.2.3. Nitratgehalte im Boden- und oberflächennahen Grundwasser und N-Austrag

Das aus 50 cm Tiefe gesammelte Bodenwasser wies während der Abflussperiode 1998/99 einen durchschnittlichen Nitratgehalt von 148 mg/l auf (Abb. 17). Dieser hohe Wert ist im Zusammenhang mit der Mineralisierung der leicht abbaubaren und N-reichen Knöllchenbakterien der Luzernewurzel zu sehen. Eine Nachwirkung langjähriger Ackerbaunutzung auf den N-Umsatz im Boden wird durch den Luzerneanbau überprägt.

Nachdem die Nitratgehalte in 50 cm Tiefe von Abflussbeginn bis Ende Dezember einen ansteigenden Trend aufwiesen, war ab Januar ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen (Abb.17). Ursachen dafür sind mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Denitrifikation und in einer Verdünnung durch ergiebige Niederschläge zu suchen.

Die Umwandlung von Nitrat zu gasförmigen Stickstoff (N_2O , N_2) hängt im wesentlichen vom Angebot an leicht verfügbarer organischer Substanz, dem Bodenwassergehalt und der Bodentemperatur ab (WEBSTER AND GOULDING, 1988, KAISER ET AL. 1996). Die Entstehung gasförmiger N-Verluste unterliegt deshalb einer sehr starken jahreszeitlichen Dynamik. Günstige Bedingungen sind im Frühjahr und im Herbst gegeben, wenn der Boden feucht und warm ist und ausreichende Mengen an Nitrat und abbaubarer organischer Substanz zur Verfügung stehen. Das Temperaturminimum für die Denitrifikation liegt bei 6...8 EC (FOCHT AND VERSTRAETE 1977). Eine ausreichende Bodenfeuchte ist nach KAISER UND HEYNEMEYER (1997) ab einem wassergesättigten Porenvolumen von 50 % gegeben. Obwohl in 50 cm Tiefe ab Anfang November bei einem Grundwasserflurabstand von 60 cm uGOK nahezu gesättigte Bodenwasserverhältnisse gegeben waren, deutet der bis Ende Dezember beobachtete Anstieg der Nitratgehalte daraufhin, dass die mikrobielle Nitratreduktion im Oberboden noch nicht wirksam geworden ist. Offenbar waren dafür die Bodentemperaturen, die ab diesem Zeitraum schon unter 5 EC abgefallen waren (Abb. 18), schon zu niedrig. Ab Anfang Januar wechselten Frost- und Tauperioden. Die Tagesmitteltemperaturen stiegen zeitweise auf 5...6 EC an, tagsüber erreichten die Temperaturen deutlich höhere Werte. Nach KAISER UND HEINEMEYER (1997) kann es im Winter bei täglichem Wechsel von Frost- und Tauzyklen zu extrem hohen N_2O -Freisetzungen kommen. Sie erklären dies damit, dass durch Frosteinwirkung Mikroorganismen absterben, die nach dem Auftauen eine zusätzliche leicht verfügbare Kohlenstoffquelle darstellen, wodurch besonders günstige Bedingungen für die Nitratreduktion entstehen. Ein derartiger Prozeß hat sich offenbar während der wechselnd warmen und kalten Witterung im Januar 1999 abgespielt (Abb.18) und erklärt den raschen Abfall der Nitratgehalte im Sickerwasser in 50 cm Tiefe. Begünstigt wurde diese abnehmende Tendenz durch ergiebige Niederschläge (positive Wasserbilanz) ab Ende Januar (Abb. 18).

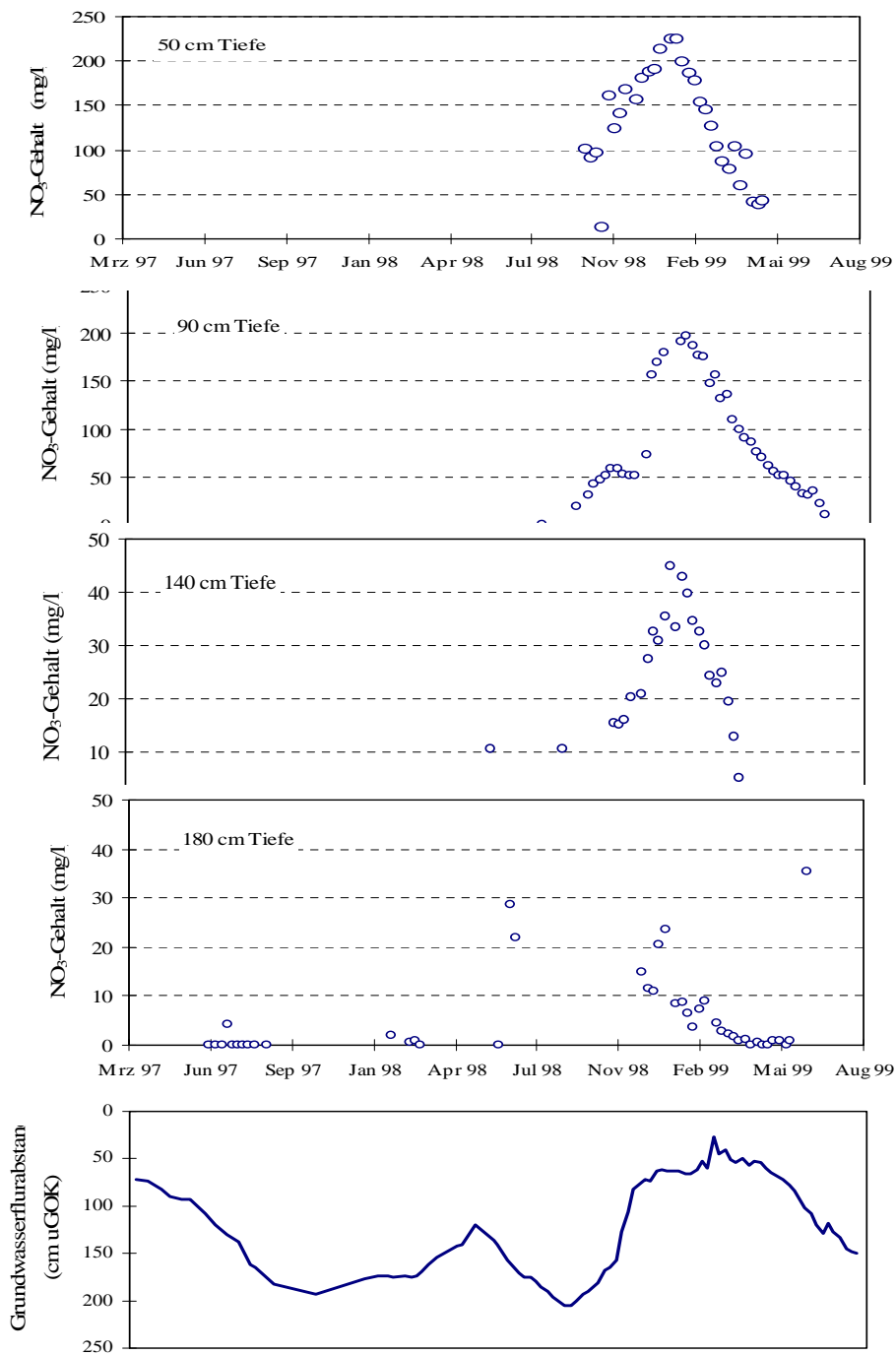


Abb.17: Verlauf der Nitratgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser sowie des Grundwasserflurabstandes auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland nach Umwidmung aus Ackernutzung

Der zeitliche Verlauf des Nitratgehaltes in 50 cm Tiefe spiegelt sich während der Abflussperiode bis Mitte März in geringer zeitlicher Verzögerung bis in 1,8 m Tiefe im Grundwasser wider (Abb. 17). Das betrifft auch den beschriebenen Nitratabfall ab Januar 1999.

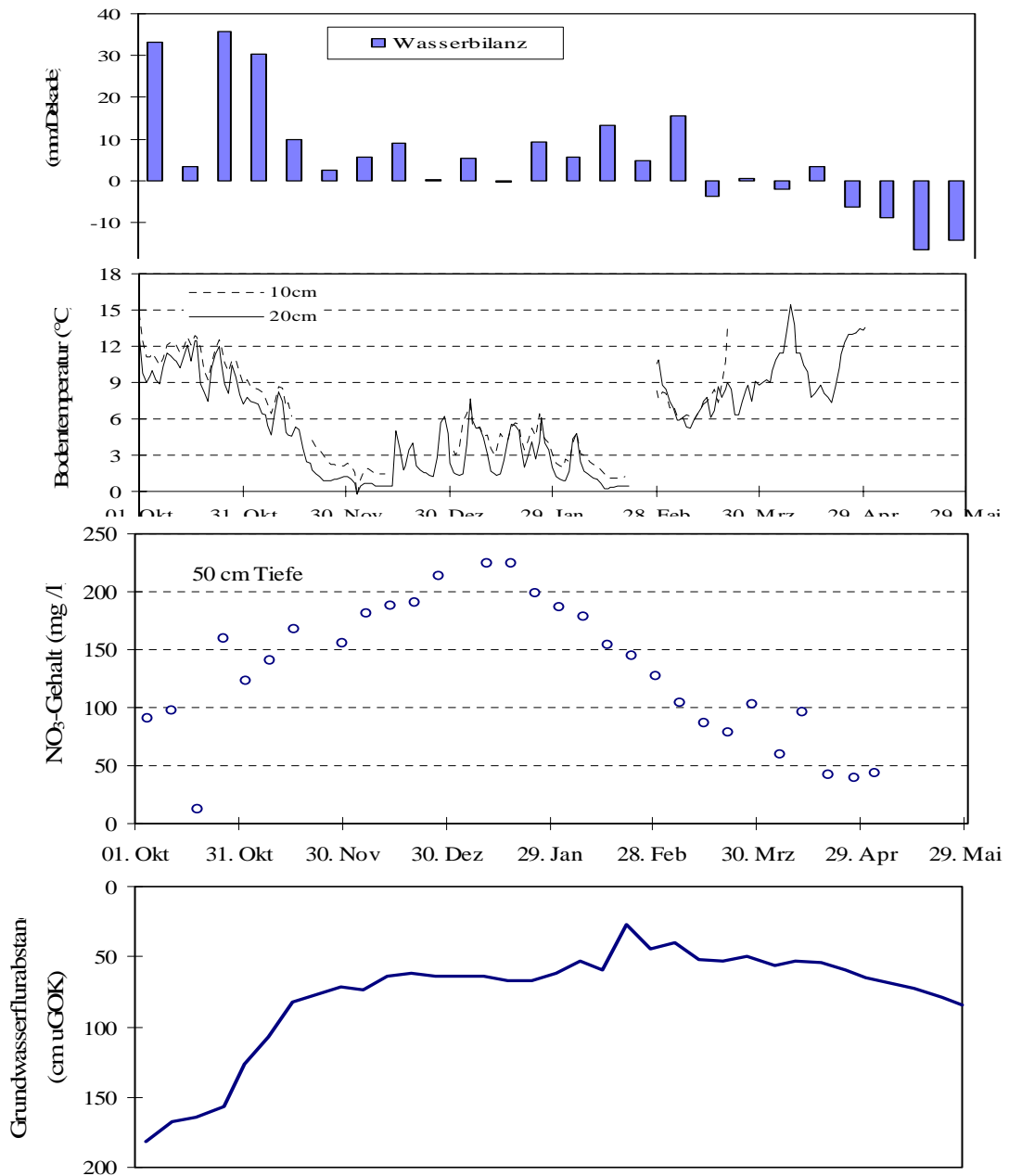


Abb.18: Verlauf der Bodentemperatur im Oberboden und der Nitratgehalte des Bodenwassers in 50 cm Tiefe sowie des Grundwasserflurabstandes auf dem Vega-Gley A2

Der mit zunehmender Tiefe beobachtete Rückgang der absoluten Nitratgehalte von durchschnittlich 149 mg/l in 50 cm Tiefe auf 123 mg/l in 90 cm Tiefe und 30 mg/l in 140 cm Tiefe ist sowohl auf eine Verdünnung durch Grundwasser als auch auf den Ablauf einer Denitrifikation zurückzuführen. Ab Anfang Februar beginnen die Nitritgehalte in 90 und 140 cm Tiefe von Null auf bis zu 12 mg/l anzusteigen (Abb. 20). Nitrit ist ein Zwischenprodukt der Denitrifikation. Die Bodentemperaturen bewegten sich in 100 und 130 cm Tiefe um 5 EC, von einer kurzen Periode Ende Februar abgesehen, (Abb. 19) und stellten offenbar noch keinen begrenzenden Faktor für die Denitrifikation dar.

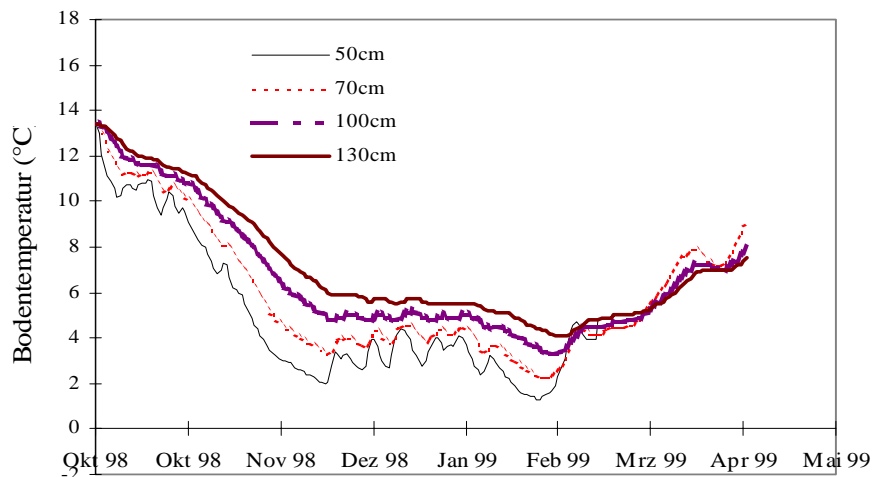


Abb.19: Verlauf der Bodentemperatur im Unterboden auf dem Vega-Gley A1/A2

Der drastische Abfall der Nitratgehalte in 140 cm Tiefe ab Ende März fällt nicht nur mit einer deutlichen Zunahme der Nitritbildung, sondern auch mit dem Zeitpunkt der Umkehr des abwärtsgerichteten in einen aufwärtsgerichteten Bodenwasserfluß zusammen (vgl. Abb. 16c) und ist deshalb auch auf eine Verdünnung durch kapillar aufsteigendes Grundwasser zurückzuführen.

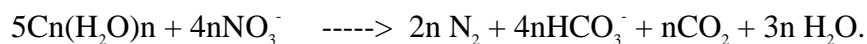
LIND (1989) konnte für verschiedene Böden nachweisen, dass die für die Nitratreduktion erforderlichen Bakterien bis in 20 m Tiefe vorkommen. Ausschlaggebend für ihr Wachstum und der daraus resultierenden Abbauleistung ist eine ausreichend große Menge an leicht abbaubarem organischen Kohlenstoff. Das Bodenwasser des Vega-Gley enthielt in 50...140 cm Tiefe im Mittel des Abflusszeitraumes 10...13 mg/l DOC (Tabelle 11). OSWALD (1999) fand für semiterrestrische Böden eine enge negative Beziehung zwischen DOC- und NO_3^- -Gehalt des oberflächennahen Grundwassers. Ein deutlicher Rückgang der Nitratgehalte im Grundwasser war ab einem DOC-Angebot von mehr als 4 mg/l zu beobachten.

Tabelle 11: Mittlere Gehalte an NO₃, DOC und Hydrogenkarbonat im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland (A2) (Zeitraum: 1.11.98 bis 31.7.99)

Tiefe (cm uGOK)	NO ₃		DOC		HCO ₃ ⁻	
	(mg/l)	n	(mg/l)	n	(mg/l)	n
50	134	24	10	9	404	9
90	92	35	10	10	423	10
140	16	38	13	11	568	10

n..Probenanzahl

Der Anstieg der Hydrogenkarbonat-Gehalte mit zunehmender Tiefe bei gleichzeitiger Abnahme der Nitratgehalte (Tabelle 11) läßt darauf schließen, dass es sich hierbei um eine heterotrophe Denitrifikation handelt, die nach folgender Reaktionsgleichung abläuft (ROHMANN UND SONTHEIMER, 1990):



Da der Nitratabbau im wesentlichen bis in 2 m Tiefe abgeschlossen ist, ist davon auszugehen, dass das tiefere Grundwasser kaum mit N befrachtet wird.

Dafür ist mit einer N-Befruchtung der Atmosphäre zu rechnen, die in den vorliegenden Untersuchungen aber nicht erfasst wurde. Diesbezügliche Messergebnisse anderer Autoren, die unter ähnlich gelagerten Bewirtschaftungs- und Standortbedingungen gewonnen worden, sollen die Spannbreite möglicher N-Verluste in Form von N₂ und N₂O aufzeigen. Während N₂ ausschließlich das Reaktionsprodukt der Denitrifikation ist, entsteht N₂O auch während der Nitrifikation. N₂O ist von besonderem Interesse, weil es als reaktives Gas am Ozonabbau beteiligt ist und zur globalen Erwärmung beiträgt. WEBSTER UND DOWDELL (1982) fanden auf Dauergrünland ohne Düngung 0,8...1 kg/ha*a N₂O und schätzen, dass der gasförmige Gesamt-N-Verlust 10 mal höher liegt. Besonders hohe N₂O-Ausgasungen wurden auf intensivem Grünland festgestellt. VAN CLEEMPUT ET AL. (1994) ermittelten nach einer mineralischen N-Düngung von 300 kg/ha gasförmige N-Verluste von 8,4 kg/ha N₂O und 18,7 kg/ha Gesamt-N. Auch WEBSTER AND DOWDELL (1982) wiesen 4...8 kg/ha N₂O-Verluste auf einem intensiv mit mineralischem N-Dünger versorgten Dauergrünland nach. PARTON ET AL. (1988) fanden auf beweidetem Grünland extrem hohe N₂O-Emissionen aus Urin- und Kotflecken infolge Nitrifikation. Der Gesamt-N₂O-Fluss aus der Fläche war aber gering. HERMSMEYER UND VAN DER PLOEG (1996) rechnen auf Auenböden aufgrund der Grundwassernähe mit einer maximalen Denitrifikationsrate von 50 kg/ha*a. WEBSTER UND DOWDELL (1982) wiesen nach, dass in Tonböden, um die es sich auch bei den untersuchten Vega-Gleyen handelt, wegen des hohen Feinporenanteiles die N₂O-Konzentration zwar 80 mal größer war als in einem Schlufflehm, die Emissionsrate aber nur um den Faktor 14 höher lag. Sie erklären diese Beobachtung damit, dass in tonigen Böden N₂O auf dem Weg aus dem Unterboden in die Atmosphäre aufgrund der geringen Diffusion zu einem größeren Teil zu N₂ reduziert wird. Die N₂O-Emission hängt ihrer Auffassung nach wesentlich von den Bedingungen in der oberen 30cm-Bodenzone ab.

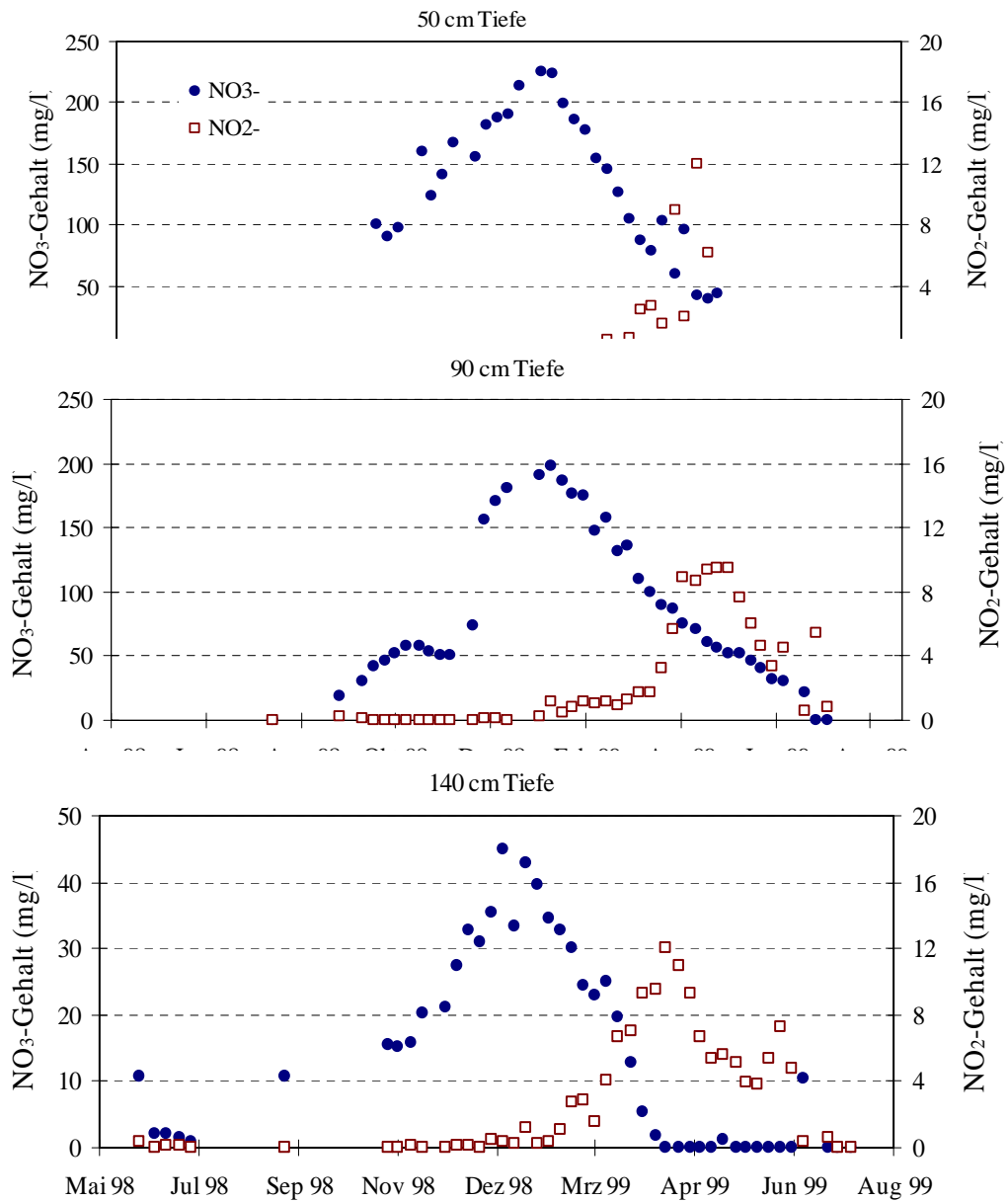


Abb. 20: Verlauf der Nitritgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser im Vergleich zu den Nitratgehalten auf dem Vega-Gley A2

Die in Abb. 17 dargestellten Nitratgehalte des Bodenwassers aus 180 cm Tiefe (Lysimeterwasser) stellen für den Abflusszeitraum 1998/99 die Situation eines nicht durch Grundwasser beeinflussten Bodenmonolithen dar. Die Lysimeter blieben ab Vegetationsende durch ein Packerventil verschlossen, so dass in 180 cm Tiefe nur der durch Niederschlag ausgelöste Sickerwasserabfluss erfasst wurde. Es zeigt sich, dass nach anfänglich hohen Nitratwerten, die vermutlich durch vorauseilenden Fluss ausgelöst worden sind, kaum eine Verlagerung bis in 180 cm Tiefe stattgefunden hat.

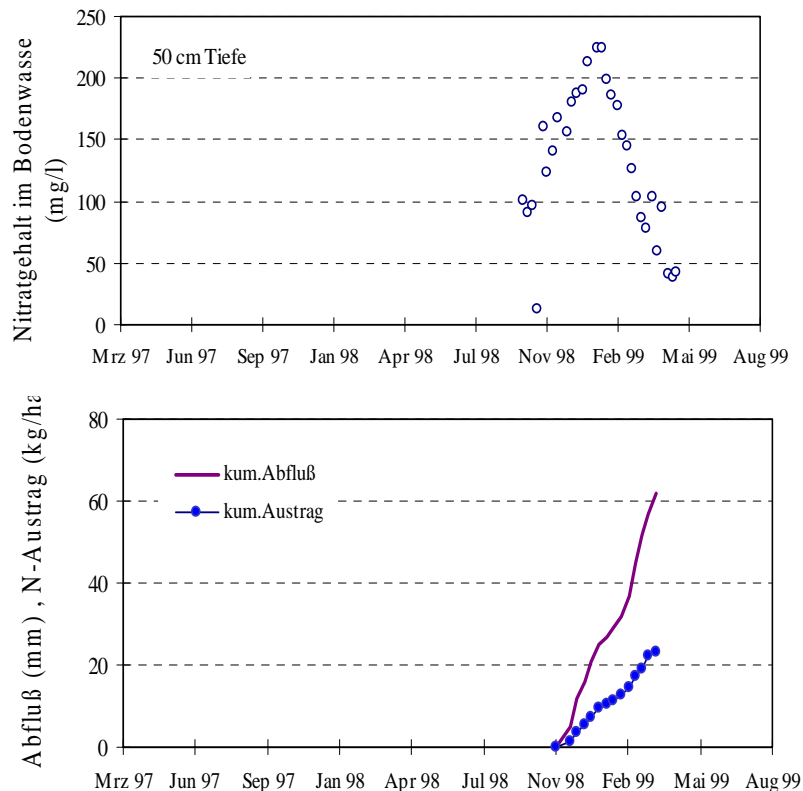


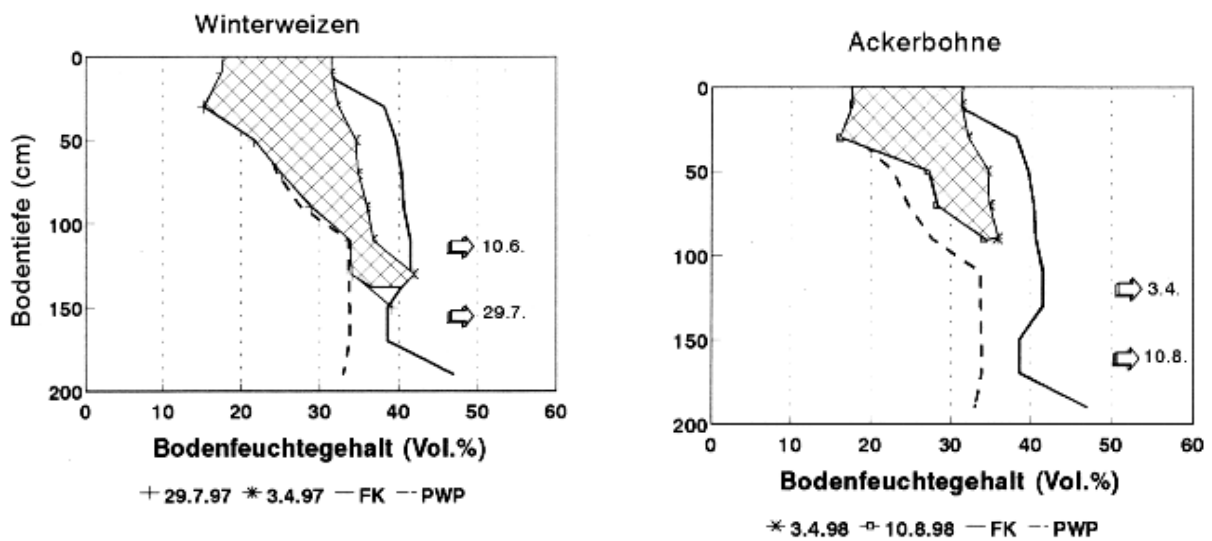
Abb. 21: Verlauf des Nitratgehaltes im Bodenwasser in 50 cm Tiefe sowie des kumulativen Abflusses und N-Austrages auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland nach Umwidmung aus Ackernutzung (A2)

Für die Ermittlung der die Wurzelzone verlassenden N-Fracht ist im Jahr 1998/99 der Nitratgehalt des Bodenwassers in 50 cm Tiefe ausschlaggebend, da das Grundwasser während der Abflussperiode durchschnittlich 60 cm uGOK stand. Bei einer Abflussmenge von 69 mm und einem mittleren Nitratgehalt von 149 mg/l sind im Winterhalbjahr 1998/99 23 kg/ha ausgewaschen worden (Abb. 21). Der zeitliche Verlauf des Tiefengradienten der Nitrat- und Nitritgehalte zeigt aber, dass davon kaum etwas im Grundwasser verblieben ist. Der größte Teil dürfte, wenn nicht über die Gräben abgeführt in die Atmosphäre gelangt sein.

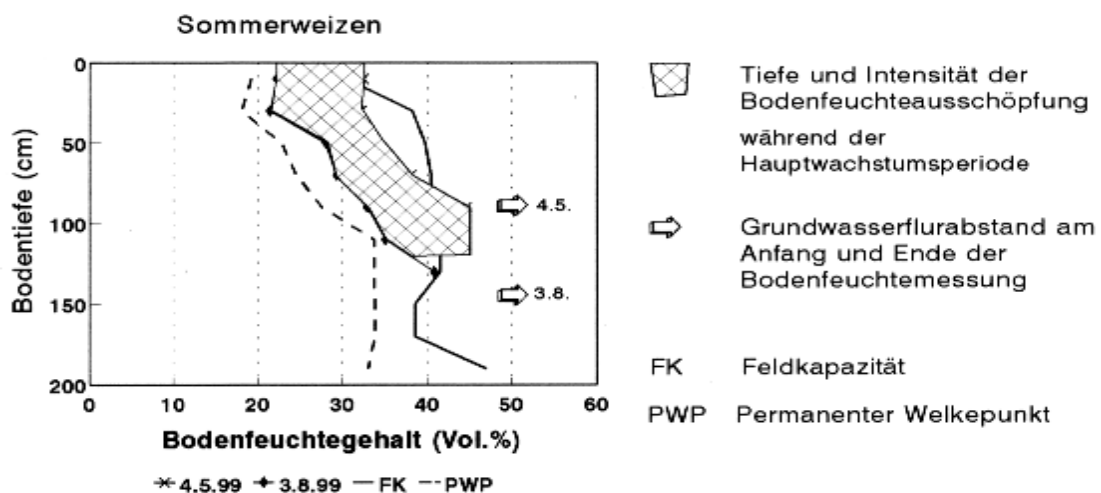
3.3. Gley-Vega in der Auenniederung mit intensiver Ackernutzung

3.3.1. Pflanzliche Wasserversorgung

In den Jahren 1997...99 gelangten Winterweizen, Ackerbohne und Sommerweizen zum Anbau. Das pflanzenverfügbare Bodenwasser wurde durch Winterweizen bei durchschnittlichem Niederschlagsaufkommen im Jahr 1997 bis in eine Tiefe von 130 cm vollständig ausgeschöpft. Ackerbohne vermochte unter den extrem trockenen Witterungsbedingungen 1998 nur bis in 90 cm Tiefe Bodenwasser aufzunehmen. Sommerweizen nutzte das pflanzenverfügbare Bodenwasser während der niederschlagsnormalen Vegetationsperiode 1999 bis in 110 cm Tiefe aus (Abb. 22).



- a) Untersuchungsjahr 1997
b) Untersuchungsjahr 1998



Untersuchungsjahr 1999

Abb. 22: Tiefe und Intensität der Bodenfeuchteausschöpfung durch Winterweizen, Ackerbohne und Sommerweizen auf der Gley-Vega

c)

Geringe Bodendichten, hohe nutzbare Bodenwassergehalte und mittlere Grobporenvolumen bieten bis in 1,8 m Tiefe günstige Bedingungen für die Durchwurzelung (Abb.1). Winterweizen war unter vergleichbaren Bodeneigenschaften auf einem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem im Thüringer Becken in der Lage, Bodenwasser bis aus 2 m Tiefe zu erschließen (KNOBLAUCH, 1996).

In den Jahren 1997 und 1999 stand der Grundwasserspiegel zu Vegetationsbeginn 90 cm uGOK und fiel bis zum September auf 165 bzw. 155 cm uGOK ab. In beiden Jahren reichte der Kapillarsaum des Grundwassers während der gesamten Wuchsperiode in den Wurzelraum von Winter- und Sommerweizen (Abb. 23). Im Jahr 1998 stieg das Grundwasser bis zum Frühjahr nur auf 130 cm uGOK an und ging bis Ende August auf 166cm uGOK zurück. Für die Ackerbohne bestand während der gesamten Wuchsperiode kein Anschluss an das Grundwasser. Der kapillare Aufstieg betrug für Winterweizen im Juni/Juli 1997 zwar nur 1 mm/d (Anlage 24), da dieser Standort aber bis in 1,8 m Tiefe günstige Durchwurzelungsbedingungen bietet, war die Wasserversorgung offenbar noch ausreichend und gab keinen Anlass für eine tiefere Durchwurzelung. Das gleiche trifft für Sommerweizen im Jahr 1999 zu.

3.3.2. Erträge, N-Salden und Nährstoffgehalte im Boden

Die Erträge von Winter- und Sommerweizen lagen mit 99 und 82 dt/ha auf einem überdurchschnittlich hohen Niveau. Wesentlichen Anteil daran hat das für den tiefwurzelnden Weizen uneingeschränkte Wasserdargebot der Gley-Vega. Ackerbohnen erzielten einen mittleren Ertrag von 35 dt/ha (Tabelle 12).

Der N-Saldo war im dreijährigen Mittel ausgeglichen, trotz überhöhter N-Düngung 1997, leguminosengebundener N-Zufuhr durch Ackerbohnen 1998 und Verbleib des Strohs auf dem Feld. In den Jahren 1998 und 1999 erfolgte eine empfehlungskonforme N-Düngung (Tabelle 12). Der ROS-Saldo lag mit +40 dt/ha*a auf hohem Niveau. Der Verbleib des Strohs auf dem Feld führte zu einer Anreicherung organischer Substanz in der Ackerkrume.

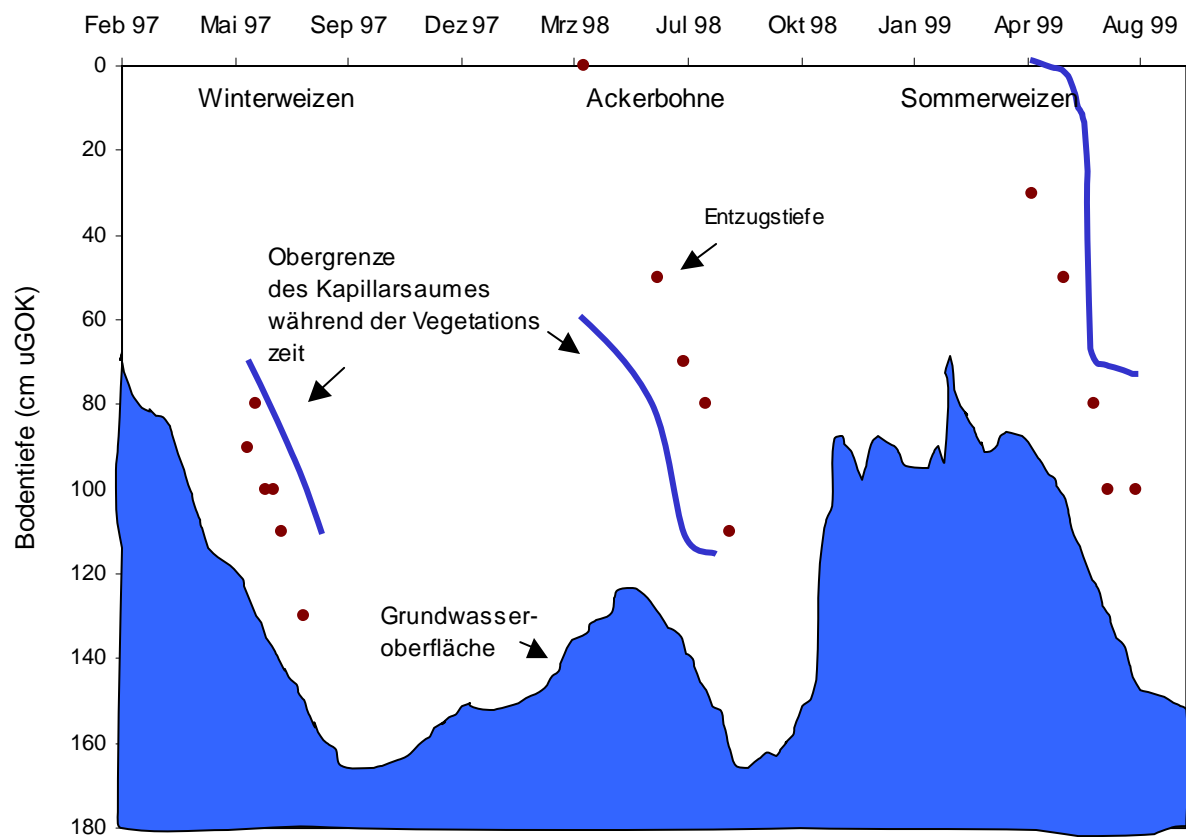


Abb.23: Zeitlicher Verlauf der Entzugstiefe, des Kapillarsaumes und des Grundwasserflurabstandes auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

Tabelle 12: Erträge, N-Düngung, N- und ROS-Salden auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

Jahr	1997	1998	1999	1997...1999
Fruchtart	Winterweizen	Ackerbohne	Sommerweizen	
Ertrag des Hauptproduktes (dt/ha) ¹⁾	99	37	82	
N-Düngung (kg/ha)				
. Praxis				
.. min	184	0	70	85
.. org		258 Leg ⁴⁾		
. SBA ²⁾	80	0	65	50
N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo (kg/ha)	+20	+43	-77	-5
ROS-Saldo ³⁾ (dt/ha)	+42	+29	+49	+40

¹⁾ TS-Gehalte (%): Getreide 86, Ackerbohne 86,

²⁾ N-Düngeempfehlung nach Stickstoffbedarfsanalyse der TLL (SBA)

³⁾ reproduktionswirksame organische Substanz (ROS) nach ASMUS UND HERRMANN, 1977

⁴⁾ Leguminosen-N-Bindung (Leg) durch Ackerbohne nach KERSCHBERGER ET AL. 1997

Die Nährstoffversorgung der Ackerkrume war in allen drei Untersuchungsjahren hinsichtlich Phosphor und Magnesium optimal (Gehaltsklasse C). Die K-Gehalte ließen dagegen eine Unterversorgung für die Pflanze erkennen (Anlage 25: Gehaltsklasse A). Die Ackerkrume ist mit einem mittleren Humusgehalt von 2,2 % als mäßig humos einzustufen.

Die Nmin-Gehalte im Boden zeigten in der 0...90 cm Schicht eine Schwankungsbreite von 40 bis 110 kg/ha (Abb.24). Die niedrigsten Werte traten jeweils nach der Ernte auf. Bis zum Winter zeichnete sich in allen Jahren ein deutlicher Anstieg ab. Das betraf vor allem die Ackerkrume und 1998 nach dem überdurchschnittlich hohen Niederschlagsaufkommen im September und Oktober auch die Bodenschicht 30...90 cm. Offenbar führt Wiederbefeuchtung des Oberbodens durch die Herbstniederschläge zu einem Mineralisierungsschub. Auch die Frühjahrswerte lagen auf mittlerem bis hohem Niveau und zeigten im Vergleich zu den Herbst-Nmin-Gehalten kaum einen Rückgang. Durch eine entsprechende Berücksichtigung bei der Bemessung der N-Düngung gelang es, bei hohen Erträgen einen ausgeglichenen N-Saldo zu realisieren.

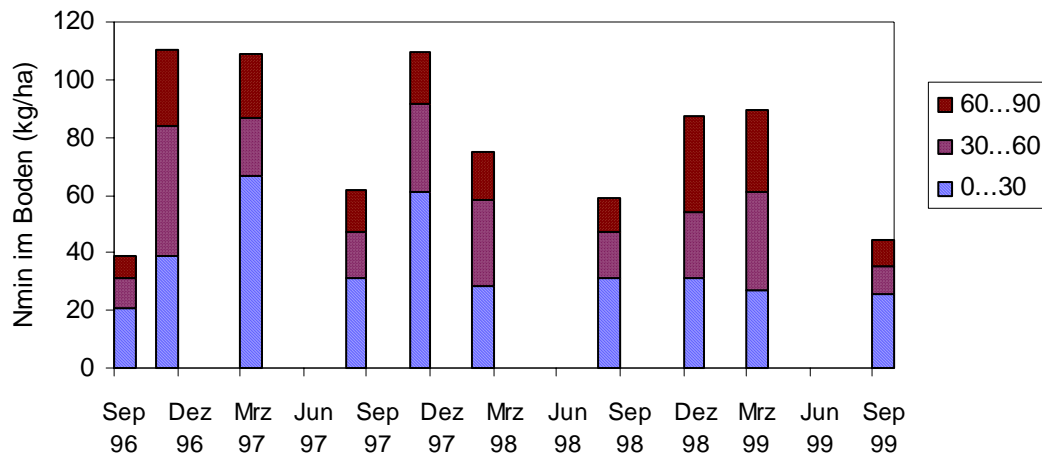


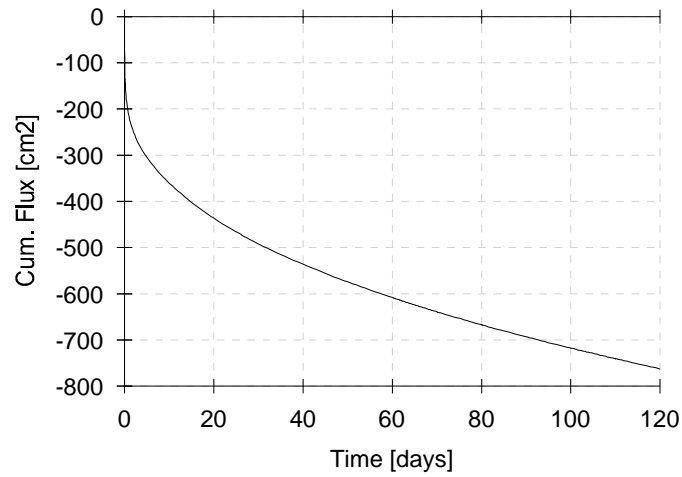
Abb. 24: Nmin-Gehalte im Boden auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

Die im Vergleich zum Vor-Winter-Wert kaum zurückgehenden Nmin-Werte im Frühjahr deuten auf ein hohes Nmin-Nachlieferungspotential, das nur im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung vorangegangener Jahre, die allerdings nicht hinreichend bekannt ist oder einer geringen Sickerwasserrate erklärt werden kann.

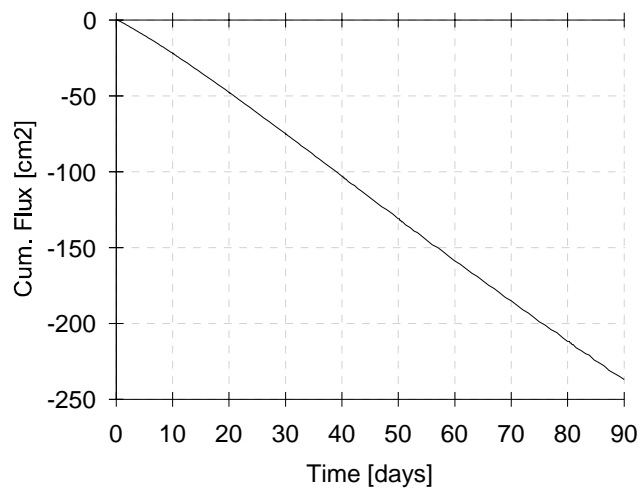
3.3.3. Abflussbildung

Nach Aberntung der Ackerfrüchte verblieben in den drei Untersuchungsjahren Bodenfeuchtedefizite von 74...133 mm.

Im Untersuchungsjahr 1997/98 betrug das Bodenfeuchtedefizit Anfang August nach Anbau von Winterweizen 133 mm und das Grundwasser erreichte Ende August mit 166 cm uGOK seinen Tiefststand (Abb. 23). Das Niederschlagsaufkommen war im Zeitraum von August 1997 bis März 1998 mit 88 % des langjährigen Wertes unternormal. Aus der berechneten Bilanz zwischen Niederschlag und Verdunstung standen in diesem Zeitraum deshalb nur +94mm für eine Wiederauffüllung der ungesättigten Zone zur Verfügung (Tabelle 13). Im gleichen Zeitraum kam es zu einem kapillaren Aufstieg in die ungesättigte Zone von 109 mm. Das Grundwasser war bis zum März 1998 auf 135 cm uGOK angestiegen. Erst Anfang März führten der abwärtsgerichtete Bodenwasserstrom und das aufwärtsgerichtete Kapillarwasser eine Aufsättigung der Wurzelzone bis zur Feldkapazität herbei. Die Schnittstelle zwischen auf- und abwärtsgerichtetem Wasserfluss lag in 20...30 cm Tiefe. Nach den Modellberechnungen hat es während des Winterhalbjahres 1997/98 keinen Sickerwasserabfluss in das Grundwasser gegeben. Der in Abb. 25 a..c dargestellte kumulative Grenzflächenfluss deutet daraufhin, dass das Bodenwasserpotential der ungesättigten Zone an allen Tagen während des Winterhalbjahres

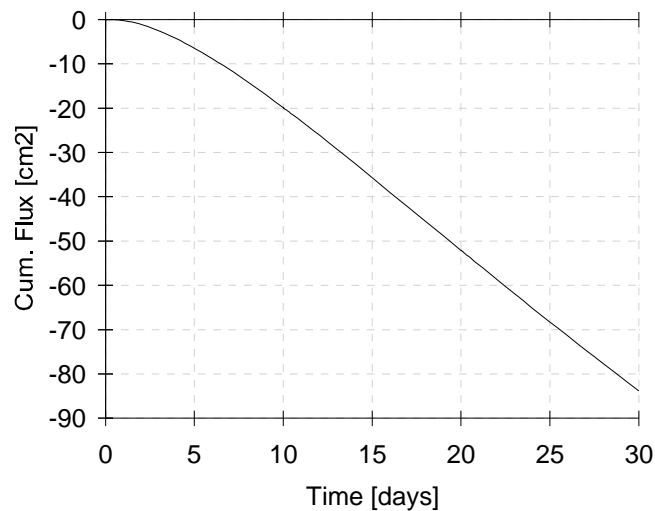


a) Zeitraum 1.8.97 bis 30.11.98, mittlerer Grundwasserstand: 160 cm u GOK



b) Zeitraum 1.12.97 bis 28.2.98, mittlerer Grundwasserstand: 150 cm u GOK

Abb. 25: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung im Jahr 1997/98
 Abnahme bedeutet Wasserfluss in die ungesättigte Zone aus dem Grundwasser.
 Zunahme bedeutet Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.
 Cum. Flux in (cm²)/10 = kumulativer Wasserfluss in (mm)



c) Zeitraum 1.3.98 bis 31.3.98, mittlerer Grundwasserstand: 140 cm u GOK

Abb. 25: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf der Gley-Vega mit intensiver Ackernutzung im Jahr 1997/98
 Abnahme bedeutet Wasserfluss in die ungesättigte Zone aus dem Grundwasser.
 Zunahme bedeutet Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.
 Cum. Flux in $(\text{cm}^2)/10 =$ kumulativer Wasserfluss in (mm)
 In Anlage 26 ist der kumulative Wasserfluss über den gesamten Zeitraum vom 1.8.97 bis 31.3.98 dargestellt.

noch so groß war, dass das Grundwasser bestrebt war, in die ungesättigte Zone kapillar aufzusteigen und damit einer Sickerwasserbildung entgegenwirkte.

Kapillarer Aufstieg in die ungesättigte Zone hatte demnach zwar an einer Auffüllung der ungesättigten Zone beigetragen, aber nicht den Abfluss in das Grundwasser begünstigt.

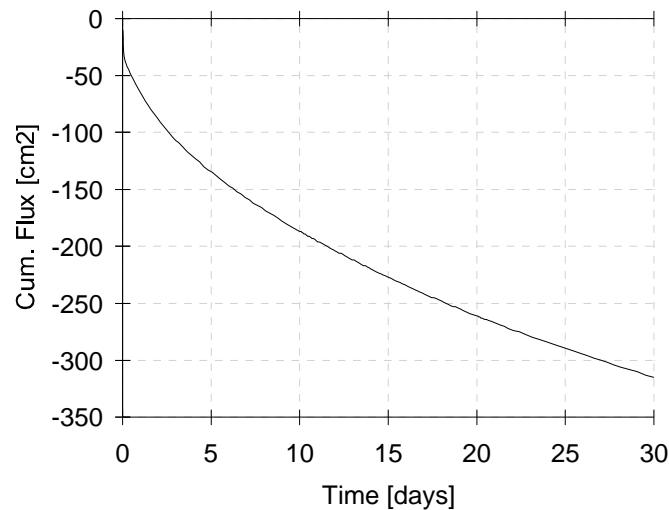
Der trotzdem registrierte Anstieg des Grundwasserpegels um 30 cm vom Herbst bis zum Frühjahr ist als eine Reaktion auf den Gebietswasserhaushalt zu interpretieren. Auf dem extensiv mit Grünland bewirtschafteten Vega-Gley betrug die Sickerwasserspende 1997/98 21 mm. Möglicherweise hat aber auch präferentieller Fluss über das bis in 1,8m Tiefe reichende dichte Grobporennetz der Gley-Vega einen geringen Beitrag zum Sickerwasserabfluss in das Grundwasser geleistet.

Völlig andere Abflussverhältnisse waren im darauffolgenden Jahr 1998/99 zu verzeichnen. Ackerbohnen hinterließen ein Bodenfeuchtedefizit von 106 mm. Der Grundwasserpegel ging ebenso wie 1997 auf einen Tiefststand von 166 cm zurück (Abb. 23). Im Gegensatz zu 1997 gab es vom September 1998 bis März 1999 überdurchschnittlich viel Niederschlag. Dementsprechend hoch fiel auch die Wasserbilanz als Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung mit +218 mm aus.

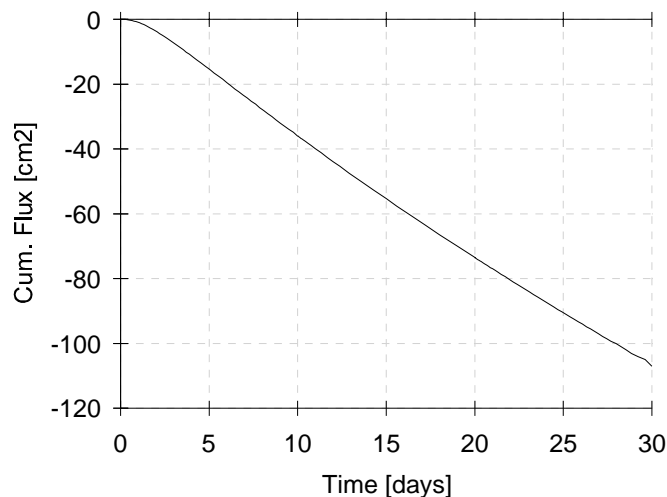
Tabelle 13: Wasserhaushaltsgrößen auf der Gley-Vega mit Ackernutzung
(Ergebnisse aus dem Modell HYDRUS)

Boden- feuchte- defizit (mm)	Zeitraum	mittlerer Grundwas- serflurab- stand (cm uGOK)	Bodenwasserauffüllung der ungesättigte Zone aus			Abfluss aus der unge- sättigten Zone (mm)	Schnittstelle Grundwasser- und Niederschlagswasserflux (cm uGOK)
			Grundwasser (mm)	Niederschlag (mm)	Gesamt (mm)		
1997/98							
133	1.8.97-30.11.97	160	+78	+45	+123	0	
78	1.12.97-28.2.98	150	+23	+35	+58	0	10
18	1.3.97-31.3.98	140	+8	+14	+22	0	9.3.: Feldkapazität: 20
Summe			+109	+94	+203	0	
1998/99							
106	1.9.98-30.9.98	160	+32	+49	+81	0	70
65	1.10.98-31.10.98	150	+10	+70	+80	0	31.10.: Feldkapazität: 80
0	1.11.98-10.2.99	90	+51	+70	+65	56	
	11.2.99-31.3.99	80	+4	+29	+1	32	
Summe			+97	+218	+227	88	

Bereits Ende Oktober stieg die Bodenfeuchte in der gesamten Wurzelzone bis auf Feldkapazität an. Ab- und aufwärtsgerichteter Wasserstrom treffen in 80 cm Tiefe aufeinander. Kurze Zeit später, Anfang November, beginnt der Abfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser und hält bis Mitte März 1999 an (Abb. 26). Ab diesem Zeitpunkt dominiert bei zunehmender Verdunstung wieder der kapillare Aufstieg in die ungesättigte Zone.

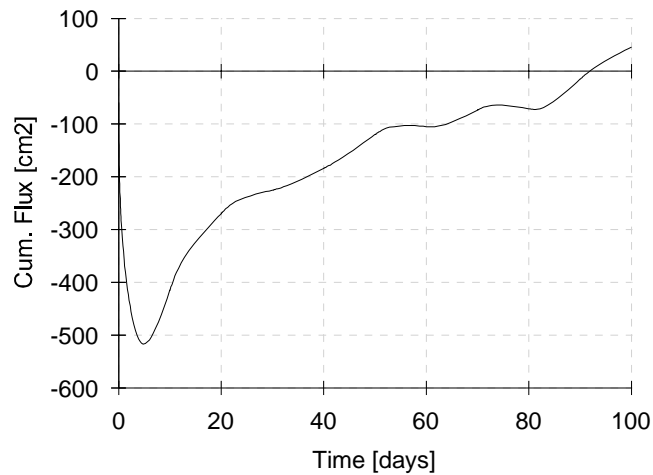


a) Zeitraum 1.9.98 bis 30.9.98, mittlerer Grundwasserstand: 160 cm u GOK



b) Zeitraum 1.10.98 bis 31.10.98, mittlerer Grundwasserstand: 150 cm u GOK

Abb. 26: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung im Jahr 1998/99



c) Zeitraum 1.11.98 bis 10.2.99, mittlerer Grundwasserstand: 90 cm u GOK

d) Zeitraum 11.2.99 bis 31.3.99, mittlerer Grundwasserstand: 80 cm uGOK

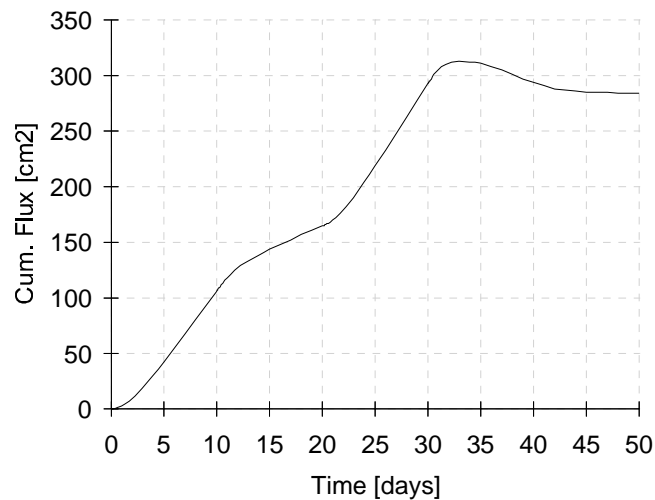


Abb .26: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/Grundwasser auf der Gley-Vega mit intensiver Ackernutzung im Jahr 1998/99

Abnahme bedeutet Wasserfluss in die ungesättigte Zone aus dem Grundwasser.

Zunahme bedeutet Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.

Cum. Flux in $(\text{cm}^2)/10 =$ kumulativer Wasserfluss in (mm)

Anlage 26 zeigt den kumulativen Wasserfluss über den gesamten Zeitraum.

Insgesamt wurde für das Winterhalbjahr 1998/99 ein Abfluss von 88 mm aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser berechnet (Tabelle 13). Der Anstieg des Grundwassers von 166 cm uGOK im

September auf 80 cm uGOK Anfang März (Abb. 23) ist damit im Zusammenhang zu sehen. Die Gegenüberstellung des Bodenfeuchtedefizites, der Wasserbilanz aus Niederschlag - Verdunstung und Abflussmenge macht den Einfluß des kapillaren Aufstieges aus dem Grundwasser für die Abflussbildung deutlich (Tabelle 13: 1998/99). Ohne Grundwassereinfluss wäre eine höhere Abflussmenge zustande gekommen. Dass dies nicht der Fall ist, hängt damit zusammen, dass selbst nach einer Aufsättigung der ungesättigten Zone bis zur Feldkapazität das Bodenwasserpotential (ψ_m) bis kurz vor vollständiger Wassersättigung immer noch so klein ist, dass das Grundwasser kapillar aufsteigt und auf diese Weise dem Sickerwasserabfluss entgegenwirkt.

3.3.4. Sickerwasserqualität und Stoffaustrag

3.3.4.1. Stickstoff

Im Untersuchungsjahr 1997/98 gab es keinen Abfluss in das Grundwasser. Die Nitratgehalte des Grundwassers lagen in 1,8 m Tiefe während des gesamten Untersuchungsjahres nahe 0 mg/l (Abb. 27). Der Bodenwasserfluss war nicht nur während der Vegetationszeit, sondern auch im gesamten Winterhalbjahr aufwärtsgerichtet (Abb. 25, Anlage 26: 1997/98). Die in 1,8 m Tiefe festgestellte Wasserqualität entspricht deshalb der des aufsteigenden Grundwasserstromes. Eine N-Befruchtung der Wurzelzone aus dem Grundwasser hat demnach auch nicht stattgefunden.

Das während der Vegetationszeit 1998 aus 50 cm Tiefe entnommene Bodenwasser wies im Mittel 90 mg/l auf (Abb. 27) und spiegelt das von April bis Mai in einer Ackerkrume zu erwartende Mineralisierungsgeschehen wider. Kapillarer Grundwassereinfluss ist zu diesem Zeitpunkt auszuschließen (Abb.23). In 90 cm Tiefe lagen die Nitratgehalte mit 30 mg/l schon deutlich niedriger. Es ist davon auszugehen, dass das bis in diese Bodenschicht kapillar aufsteigende Grundwasser eine Verdünnung herbeigeführt hat. Bei dem aus 140cm Tiefe entnommenen Bodenwassers handelt es sich von Mitte April bis Ende Juni 1998 um oberflächennahes Grundwasser und bis Ende September um kapillaren Aufstieg. Die Nitratgehalte lagen anfangs zwischen 4 und 5 mg/l, zeigten aber dann einen Rückgang auf nahe 0 mg/l. In dieser grundwasserbeeinflussten Zone ist mit hoher Wahrscheinlichkeit heterotrophe Denitrifikation abgelaufen, denn mit zunehmender Tiefe war ebenso wie auf dem Vega-Gley (A2) ein Anstieg der Hydrogenkarbonatgehalte festzustellen.

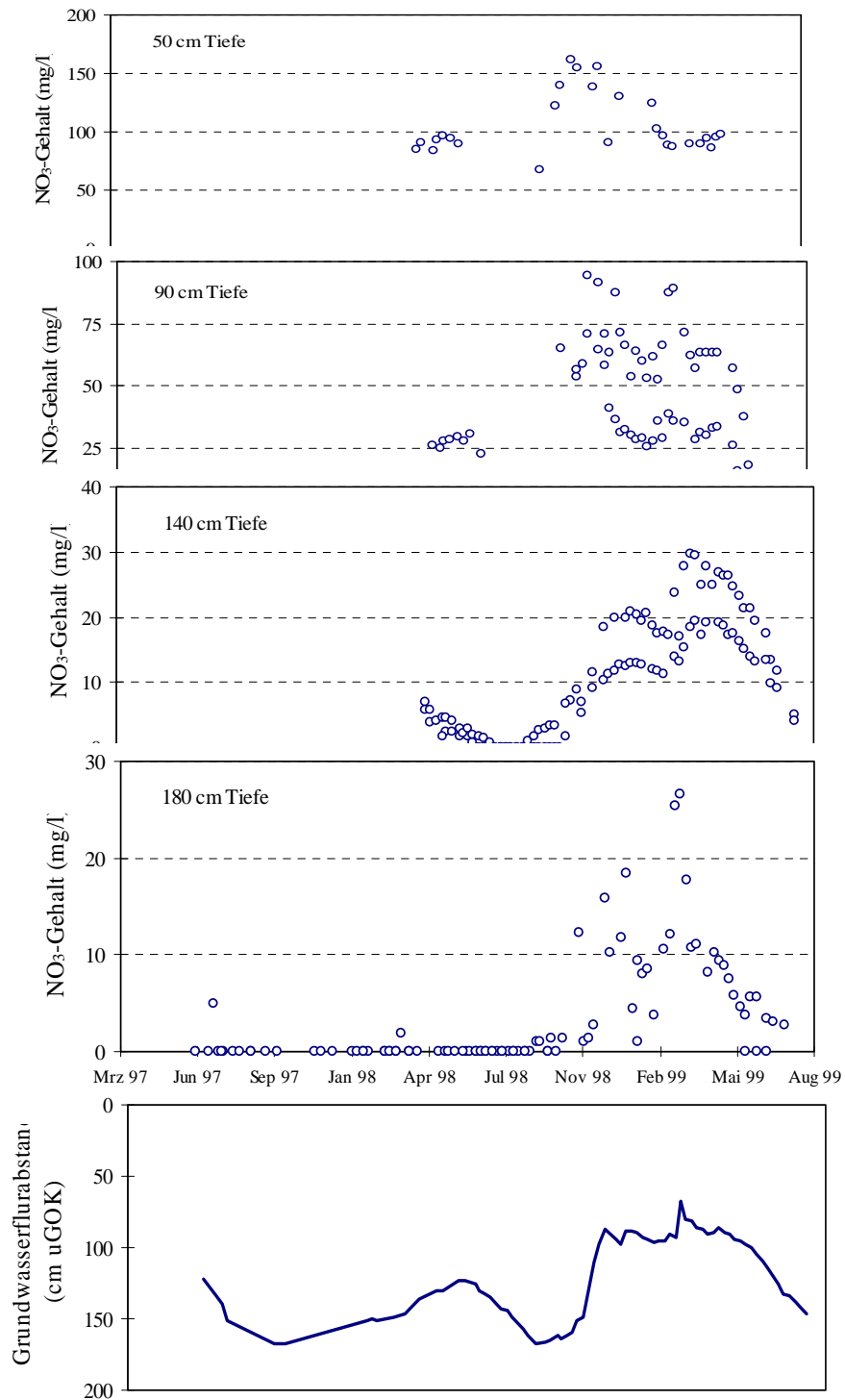


Abb. 27: Verlauf der Nitratgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

Zwischen Nitratgehalt und Hydrogenkarbonatgehalt im Boden-/Grundwasser ließ sich eine signifikant negative Beziehung ableiten (Anlage 27). Das für die Nitratreduktion notwendige Dargebot an leicht abbaubarer organischer Substanz war im Boden- und oberflächennahen Grundwasser ausreichend gegeben (Tabelle 14). Der von OSWALD (1999) angegebene Mindest-DOC-Gehalt von 4mg/l wurde deutlich überschritten. Nähere Erläuterungen hierzu finden sich im Kapitel 3.2.3, S. 48 ff.

Tabelle 14: Mittlere Gehalte an NO₃, DOC und Hydrogenkarbonat im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf der Gley-Vega (Zeitraum: 1.4.98 bis 31.7.99)

Tiefe (cm uGOK)	NO ₃ (mg/l)	n	DOC (mg/l)	n	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	n
50	105	27	17	5	220	6
90	59	32	18	8	333	7
140	12	61	9	22	355	19
180	6	42	5	21	519	19

n...Probenanzahl

Im Untersuchungsjahr 1998/99 setzte Anfang November der Abfluss in das Grundwasser ein und hielt bis Mitte März 1999 an.

Das ab Mitte Oktober in 50 cm Tiefe gebildete Sickerwasser wies anfangs noch bis zu 160 mg/l Nitrat auf. Die hohen Werte sind im Zusammenhang mit der leguminosengebundenen N-Anreicherung der Ackerkrume nach Anbau von Ackerbohnen zu sehen. Auch SCHLÜTER ET AL. (1996) fanden auf einem Auenboden nach Anbau von Ackerbohnen einen drastischen Anstieg der Nitratgehalte im Bodenwasser bis in 60 cm Tiefe und führen dies auf die rasche Mineralisation der leicht zersetzbaren N-reichen Ernterückstände zurück. Im Verlauf der Abflussperiode deutet sich aber eine rückläufige Tendenz an, die Ende Dezember durch einen kurzfristigen Anstieg unterbrochen wird (Abb. 28). Beides ist im Zusammenhang mit dem schnellen Wechsel warmer und frostiger Tage zu sehen (Abb. 28), die offenbar Ende Dezember erst die Nitrifikation und später ab Anfang Januar die Denitrifikation begünstigt haben. Ein ähnlich abnehmender Trend der Nitratgehalte zeichnete sich auch auf der Gley-Vega A2 mit Luzernegrass ab (vgl. Kapitel 3.2.3., S.48ff.).

Der Verlauf der Nitratgehalte in 50 cm Tiefe spiegelte sich in zeitlicher Verzögerung bis in 180 cm Tiefe wider und stellt damit den abwärtsgerichteten Wasserstrom bis in diese Tiefe unter Beweis. Die mit zunehmender Bodentiefe deutlich geringer werdenden Nitratgehalte sind bis Mitte März mehr auf eine Verdünnung durch das zuvor in den Wurzelraum eingetretene Grundwasser als auf eine Nitratreduktion zurückzuführen.

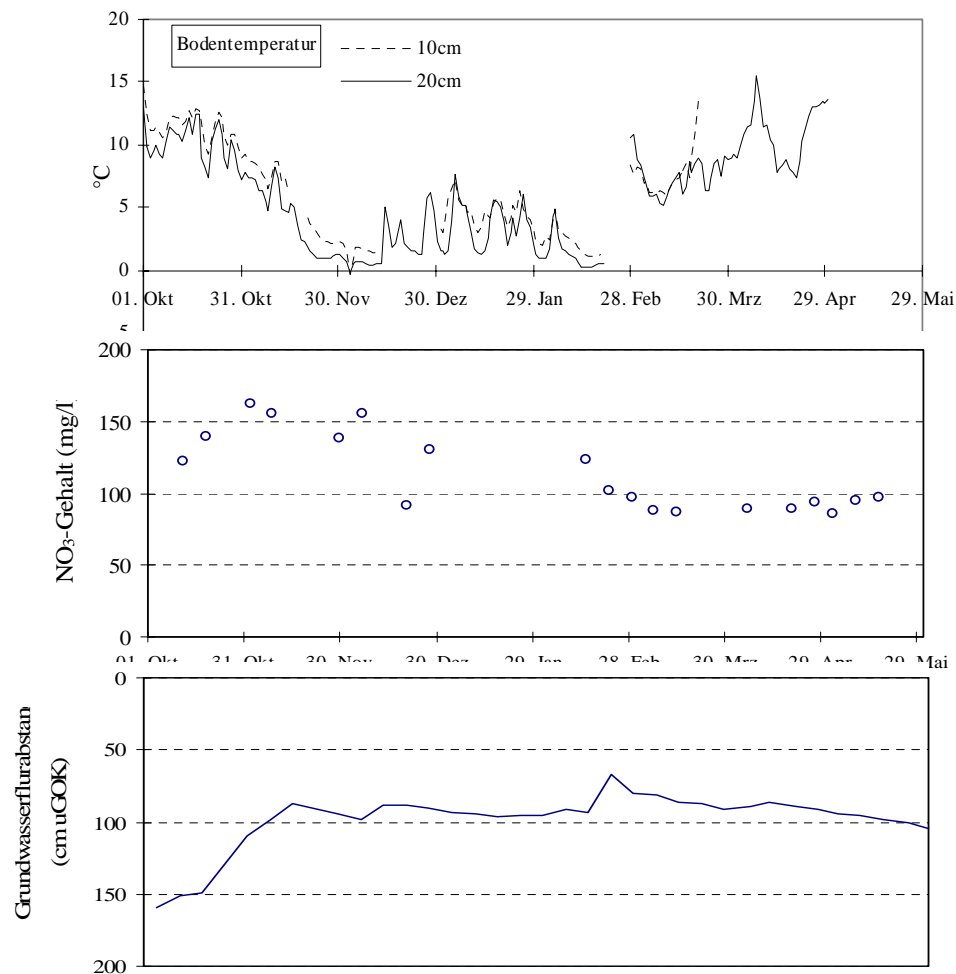


Abb. 28: Verlauf der Bodentemperatur im Oberboden und der Nitratgehalte des Bodenwassers in 50 cm Tiefe sowie des Grundwasserflurabstandes auf der Gley-Vega

Ausgenommen davon ist das Grundwasser in 180cm Tiefe. Hier herrschen offenbar dauerhaft günstige Abbauverhältnisse vor, denn das Nitrat unterliegt schon kurze Zeit nach seiner Ankunft in 180 cm Tiefe einem raschen Abbau. Dieser Prozeß wiederholte sich während der Abflussperiode 1998/99 mehrmals. Damit ist die Voraussetzung gegeben, dass das Bodenwasser bei aufwärtsgerichteten Strömungsbedingungen durch nahezu nitratfreies Grundwasser verdünnt werden kann.

Da das Grundwasser während der Abflussperiode nicht höher als auf 80 cm uGOK anstieg, bestimmt die N-Befruchtung des Bodenwassers in dieser Tiefe den Austrag aus der Wurzelzone. In 90 cm Tiefe schwankte der Nitratgehalt des Bodenwassers von Anfang November bis Mitte März zwischen 20 und 95 mg/l. Während der Abflussperiode ab Anfang November bis Mitte März betrug der mittlere Nitratgehalt in 90cm Tiefe 58 mg/l.

Ab Mitte März kehrt sich der abwärtsgerichtete Wasserstrom wieder in einen aufwärtsgerichteten um, der bis zur Bodenoberfläche reicht. Die Nitratgehalte zeigen daraufhin in allen Tiefen eine abnehmende Tendenz. Kapillarer Aufstieg des nitratarmen Grundwassers hat offenbar eine Verdünnung herbeigeführt. Gleichzeitig weisen aber die ab Mitte März in 90 und 140 cm Tiefe ansteigenden Nitritgehalte daraufhin, dass daran auch die Denitrifikation beteiligt war (Anlage 28).

Der N-Austrag aus der Wurzelzone betrug im trockenen Untersuchungsjahr 1997/98 wegen ausbleibender Abflussbildung in das Grundwasser 0 kg/ha*a, erreicht aber im abflussreichen Jahr 1998/99 mit einer Abflussmenge von 88 mm und einem mittleren Nitratgehalt von 58 mg/l in 90 cm Tiefe 11,5 kg/ha (Abb. 29).

Davon gelangt kaum etwas in das unterhalb 2 m Tiefe anstehende Grundwasser. Ein Teil des geringen N-Austrages aus der ungesättigten Zone wird den Gräben zufließen, ein anderer Teil in gasförmiger Form in die Atmosphäre übertreten.

Für den Austragspfad gasförmige N-Verluste gibt von RHEINBABEN (1990) für Ackerböden bis zu 10 % der N-Düngermenge an. HERMSMEYER UND VAN DER PLOEG (1996) gehen davon aus, dass Auenböden besonders günstige Bedingungen für die Denitrifikation bieten und leiten daraus eine maximal potentielle Denitrifikationsrate von 50 kg/ha*a ab.

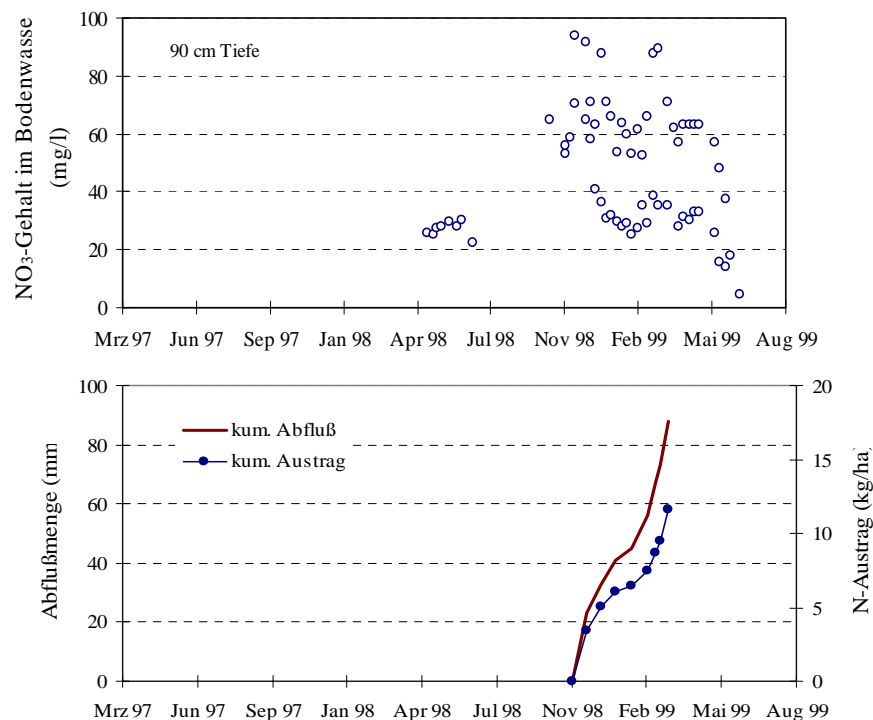


Abb. 29: Verlauf der Nitratgehalte des Bodenwassers in 90 cm Tiefe sowie des kumulativen Abflusses und N-Austrages auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

WEBSTER AND GOULDING (1988) ermittelten aus ackerbaulich genutzten Böden mit einem niedrigen C_i -Gehalt (0,9 %) allein während der Monate Oktober/November 4,5 kg/ha. Aus stallmistgedüngten Böden mit hohem C_i -Gehalt (3,1 %) waren es im gleichen Zeitraum 29 kg/haN.

3.3.4.2. Weitere Nährstoffe

Der P_{CAL} -Gehalt der Ackerkrume lag im anzustrebenden Bereich für eine ausreichende pflanzliche Ernährung. Das in 90 cm Tiefe in das Grundwasser eintretende Sickerwasser enthielt im Mittel der Abflussperiode 0,004 mg/l o- PO_4 -P (Tabelle 15). In gleicher Größenordnung bewegten sich auch die o- PO_4 -Gehalte in 50cm Tiefe (Abb. 30). Der Grenzwert für Oberflächengewässer, 0,2 mg/l P, wird somit auch unter Ackernutzung deutlich unterschritten. Der P-Austrag betrug nur 31 g/ha.

Tabelle 15: o- PO_4 -P-Gehalt im Sickerwasser, P-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

o- PO_4 -P-Gehalt (mgP/l)	P-Austrag (g/ha)	Bodeneigenschaften								
		Horizont	Tiefe (cm)	P_{H_2O} (mg/100g Boden)	P_{CAL} (mg/100g Boden)	austauschb. Ca (mval/100g Boden)	Ca (%)	Al (%)	Fe (%)	pH
0,004	3,1	Ap	0...30	0,8	8,3	19,9	1,9	1,9	7,2	M/M-
		Go	...70	<0,1	1,6	25,7	2,5	2,5	7,4	
		Go/Gor	...140	<0,1	2,8	32,6	3,4	3,1	7,4	
		Gr	...210	0,2	4,6	30,2	3,6	3,5	7,5	

Hinsichtlich der o- PO_4 -Gehalte im Sickerwasser gab es trotz höherem P_{CAL} -Gehaltes in der Ackerkrume der Gley-Vega keinen Unterschied zum Gley unter Grünlandnutzung. Auf beiden Auenböden sind die geringen o- PO_4 -Gehalte auf das hohe P-Sorptionspotential, das im wesentlichen auf die in der Bodenlösung reichlich vorhandenen Ca-Ionen zurückgeht, zurückzuführen.

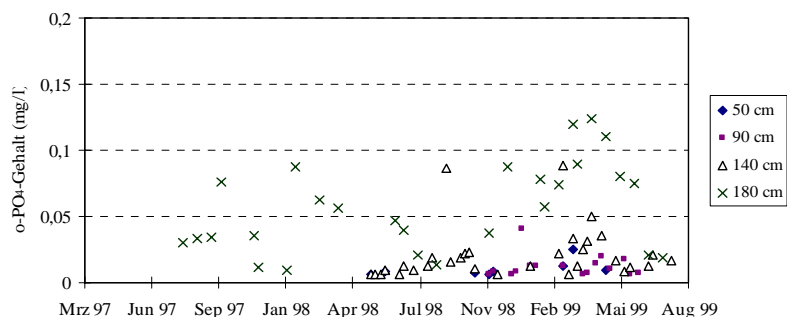


Abb. 30: Gehalt des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an o- PO_4 in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

Im dauerhaft wassergesättigten Grundwasserbereich in 1,8 m Tiefe lagen die o-PO_4 -Gehalte ebenso wie auf dem Gley mit extensivem Grünland mehrfach höher im Vergleich zu den darüberliegenden Bodenzonen (Abb. 30, S. 70). Als Ursachen dafür kommen die Reduktion von Fe(III)-Phosphaten oder die Blockierung von Phosphat-Bindungsplätzen durch anionische Huminsäuren in Betracht (vgl. S. 40ff.). Möglicherweise beruht die P-Freisetzung aber auch auf eine Umwandlung P-haltiger Fe(III)-Oxide zu FeS (BRÜMMER UND SCHROEDER 1974).

Der K_{CAL} -Gehalt im Ap-Horizont ist mit 4...5 mg/100g Boden für eine ausreichende pflanzliche Ernährung der Ackerfrüchte zu niedrig und weist auf eine hohe Düngebedürftigkeit. Auch im Unterboden liegen die K_{CAL} - und $\text{K}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Gehalte auf niedrigem Niveau. Erst im Gr-Horizont unterhalb 180 cm Tiefe zeichnet sich ein Wiederanstieg auf 6 mg K_{CAL} /100g Boden ab (Tabelle 16).

Das in 90 cm Tiefe in das Grundwasser übertretende Sickerwasser enthielt mit 0,32 mg/l noch niedrigere K-Mengen als auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland. Dementsprechend gering war auch der K-Austrag mit 0,25 kg/ha im abflussreichen Jahr 1998/99.

Tabelle 16: K-Gehalte im Sickerwasser, K-Austrag und ausgewählte Bodeneigenschaften auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

K-Gehalt (mg/l)	K-Austrag (kg/ha)	Bodeneigenschaften				
		Horizont	Tiefe (cm)	Körnung	K_{CAL} (mg/100g Boden)	$\text{K}_{\text{H}_2\text{O}}$
0,32	0,25	Ap	0...30	Tu4	5 ¹⁾	5
		M/M-Go	...70	Tu4	1	3
		Go/Gor	...180	Tu3	1	3
		Gr	>180	Tu2	6	6

¹⁾ mittlerer Gehalt aus Flächenbeprobung 1997...1999

Mit zunehmender Tiefe zeigten die K-Gehalte des Boden- und Grundwassers einen deutlichen Anstieg (Abb. 31), der im Vergleich zum Vega-Gley allerdings nicht so stark ausgeprägt war (Abb. 14, S. 41).

Die niedrigen K-Gehalte des Sickerwassers in 90 cm Tiefe sind vornehmlich auf die hohe K-Fixierungskapazität des stark-schluffigen Tones zurückzuführen. Die Zunahme der K-Gehalte im Grundwasser in 180 cm Tiefe ist als Folge einer kapillaren Nachlieferung aus den in 3...7 m Tiefe lagernden Torfmudden zu werten. Da die K-Gehalte des Grundwassers schon in 140 cm Tiefe kaum 1 mg/l übersteigen, dürfte auch die grundwasserbürtige K-Nachlieferung an die Pflanzenwurzel nur von geringer Bedeutung sein.

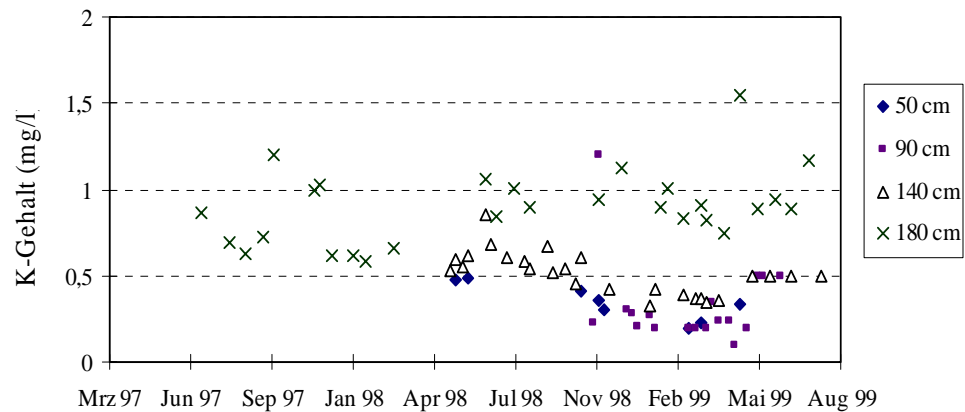


Abb. 31: Gehalt des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an K in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf der Vega mit Ackernutzung

Die Gehalte des Sickerwasser an Mg, Ca, Na, Cl- und SO_4^{2-} in 90 cm Tiefe entsprechen in der Größenordnung den Werten auf dem Vega-Gley und sind im wesentlichen auf geogene Hintergrundwerte des Auenschluff und Stoff-Input aus dem Grundwasser, das in beiden Untersuchungs Jahren bis 70 cm uGOK angestiegen war, zurückzuführen (Tabelle 17). Der Einfluß des Grundwassers an der Salzbefruchtung der Wurzelzone zeigt sich auch daran, dass das Bodenwasser in 50 cm Tiefe im Vergleich zum oberflächennahen Grundwasser unterhalb 90 cm deutlich weniger Salze enthielt (Anlage 21). Der ermittelte Salzaustrag ist deshalb vornehmlich als eine Rückverfrachtung grundwasserbürtiger Salze zu verstehen.

Tabelle 17: Gehalt an Mg, Ca, Na, Cl und SO_4^{2-} im Sickerwasser und Austrag auf der Gley-Vega mit Ackernutzung im Jahr 1998/99

	Mg	Ca	Na	Cl	$\text{SO}_4^{\text{B/S}}$
Gehalt ¹⁾ (mg/l)	126	595	60	85	534
Austrag (kg/ha)	111	524	53	75	470

¹⁾ Gehalt des Bodenwassers in 90cm Tiefe

3.3.4.3. Pflanzenschutzmittel

Die in den Jahren 1993 bis 1998 zu den Fruchtarten Mais, Winterweizen, Winterraps und Ackerbohne angewandten Pflanzenschutzmittel (PSM) waren für die angebauten Fruchtarten zugelassen. Anwendungszeitpunkt und Karenzzeiten wurden eingehalten. Die Aufwandmengen sind erst ab 1997 eindeutig zuordenbar. Sie lagen nicht über den zugelassenen Höchstmengen (Anlage 12).

Von den im Zeitraum 1993...98 angewandten PSM wurden sieben auf ihre Rückstände im Boden- und oberflächennahen Grundwasser untersucht. Nur Bifenox konnte nachgewiesen werden. Von den 85 durchgeführten Einzelanalysen an Boden- und Grundwasser aus verschiedenen Tiefen gab es drei Positivbefunde mit Konzentrationen über 0,1 •g/l (Tabelle 18).

Bifenox trat im Januar 1998 mit einer Konzentration von 0,102 •g/l im Grundwasser in 1,8 m Tiefe auf (Anlage 29). Das aus 1,4 m Tiefe gewonnene oberflächennahe Grundwasser wies im April 1998 eine Konzentration von 1,4 •g/l Bifenox auf (Anlage 30), das zum gleichen Zeitpunkt aus 0,5 m Tiefe entnommene Bodenwasser eine von 3,2 •g/l. Der letzte Bifenoxeinsatz lag etwa ein Jahr zurück. Wiederholt entnommene Wasserproben aus 0,5 bis 1,8 m Tiefe von Oktober 1998 bis August 1999 erbrachten keine Positivbefunde mehr.

Tabelle 18: Pflanzenschutzmittel-Rückstände im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung

Anzahl untersuchter Wirkstoffe	Anzahl Analysen		Anzahl Positivbefunde insgesamt >0,1•g/l	
7	85		3	3
Wirkstoffe mit Negativbefund:				
•-Cypermethrin, Cyproconazol, Dichlorprop, Ioxynil, Prochloraz, Terbutylazin				
Wirkstoffe mit Positivbefund:				
untersuchte Wirkstoffe	Anwendungshäufigkeit	Analysehäufigkeit	Anzahl Positivbefunde	Zeitraum zwischen Ausbringung und Positivbefund
Bifenox	2	13	3	7 Monate bis 1Jahr

Die Verlagerung des als immobil geltenden Wirkstoffes Bifenox ist vermutlich partikulär gebunden über Makroporen erfolgt. Die Gley-Vega weist im Oberboden mit 9...12 Vol.% und im Gr-Horizont mit 8...11 Vol.% einen hohen Grobporenanteil auf. Das Grundwasser stand im Mai 1997, zum Zeitpunkt der Bifenoxapplikation 1 m unter Geländeoberkante, fiel bis zum September auf 1,66 m ab und stieg bis zum April wieder auf 1,3 m unter Geländeoberkante an. Vorauseilendes Makroporenwasser brauchte nur eine kurze Fließstrecke bis zum Grundwasser zu überwinden.

Das in 0,9 bis 1,8 m Tiefe gewonnene Boden- und oberflächennahe Grundwasser wurde neun Mal auf seinen Gehalt an Triazinen, chlorierten Kohlenwasserstoffen und Phenoxycarbonsäuren untersucht. In einer Wasserprobe war Lindan mit einer Konzentration von 0,01•g/l nachweisbar (Anlage 29). Alle anderen Wirkstoffe kamen nicht vor.

3.3.5. N-Tiefenprofil

Die bisher vorgestellten Ergebnisse haben den Wasser- und N-Haushalt von der ungesättigten Zone bis zum oberflächennahen Grundwasser in 2 m Tiefe beschrieben. Die Tiefenbohrungen erschlossen darüber hinaus die Bodengehalte des wassergesättigten Bereiches der Auensedimente bis in 7 m Tiefe. Auf den bis in 1,8 m Tiefe reichenden Gor-Horizont folgt bis in 3 m Tiefe der ebenfalls aus schwach schluffigen Ton bestehende Gr-Horizont. Daran schließen sich 2 m mächtige Torfmudden an, die schichtweise mit Kalkmudden durchsetzt sind. Sie wechseln in 5 m Tiefe in Tonmudden über, die ihrerseits ab 6 m Tiefe durch eine geringmächtige Kiesschüttung und ab 7 m durch den anstehenden Keuperton unterlagert werden.

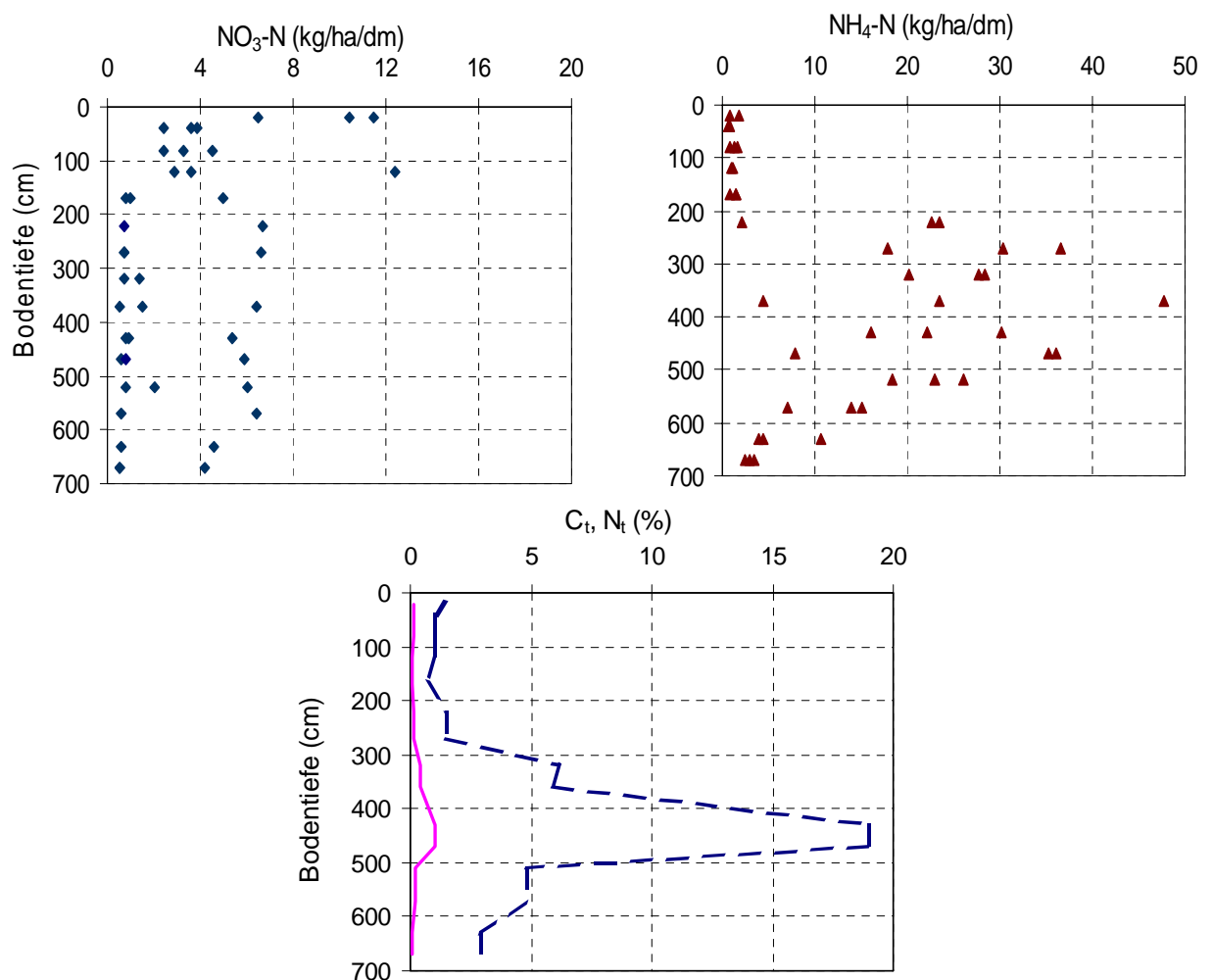
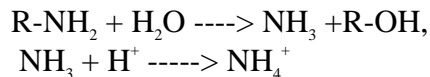


Abb. 32: Tiefenverteilung der Gehalte an mineralischem Stickstoff, N_t und C_t in den Auensedimenten der Gley-Vega mit Ackernutzung

Die Untersuchung der Auensedimente auf ihren Gehalt an mineralischem Stickstoff zeigte, dass in der gesättigten Zone unterhalb 1,5 m Tiefe nahezu kein Nitrat enthalten war (Abb. 32). Im Mittel von drei Wiederholungen traten in der 1dm-mächtigen Bodenzone weniger als 1 kg/ha $\text{NO}_3\text{-N}$ auf. Im Gegensatz hierzu wies der Boden in 2 bis 5,5 m Tiefe extrem hohe Ammoniumgehalte auf. Die Anreicherungszone betraf die schwach schluffigen Tonlagen des Gr-Horizontes sowie die Torf- und Tonmudden.

Der C_t -Gehalt lag bereits im Gr-Horizont mit über 2 % auf überdurchschnittlichem Niveau und erreichte in den Torfmudden bis zu 25 %. Mit engen C/N-Verhältnissen von 10 liegt besonders im mineralischen Substrat des Gr-Horizontes gut abbaubare organische Substanz vor. Auch in den Torfmudden bestehen mit C/N-Verhältnissen von 17 bis 23 noch günstige Abbaubedingungen. Die Bildung des Ammoniums ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Mineralisierung organischer Substanz zurückzuführen. Dafür kommen nach SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1989) heterotrophe Eiweißersetzer in Frage, die auch unter anaeroben Verhältnissen aktiv sein können.

Die Ammonifikation läßt sich mit folgender Reaktionsgleichung beschreiben:



TREPEL UND BODE (1999) wiesen für Niedermoore nach, dass Ammonium in den anaeroben Zonen nicht weiter reagiert und deshalb auch im Sickerwasser enthalten ist, das die Moore verlässt. Da die organischen Mudden in der untersuchten Auenniederung aber erst ab 3 m Tiefe die mineralischen Auensedimente unterlagern, dürfte für die Gräben kaum eine Ammonium-Befruchtung in Frage kommen.

3.4. Tonmergelrendzina im Wasserspeisungsgebiet mit intensiver Ackernutzung

3.4.1. Erträge, N-Salden und Nährstoffgehalte im Boden

Die Erträge lagen in den Untersuchungsjahren auf mittlerem Niveau und spiegeln das begrenzte Wasserbereitstellungsvermögen dieser Standorte wider.

Der N-Saldo betrug im Mittel des Untersuchungszeitraumes +43kg/ha und hätte bei empfehlungskonformer N-Düngung niedriger ausfallen müssen. Im Jahr 1997 zeigt die deutlich über der Empfehlung liegende N-Düngung zu Winterweizen, dass das Ertragspotential dieses Standortes überschätzt worden ist und erklärt den erzielten N-Überschuss-Saldo von + 103 kg/ha*a. Auch im Jahr 1999 ist der positive N-Saldo nach Anbau von Winterraps nicht allein auf die unvermeidbar hohen N-Rückstände mit dem Rapsstroh zurückzuführen. Der Landwirtschaftsbetrieb brachte eine höhere N-Düngermenge als empfohlen aus, um den lückigen Rapsbestand zu stärken. Überdurchschnittliche Niederschläge verhalfen zwar das reichliche Nährstoffangebot in einen für diesen Standort hohen Ertrag umzusetzen, trotzdem verblieb ein überdurchschnittlich hoher N-Überschuss-Saldo (Tabelle 19).

Auf den flachgründigen Tonmergelrendzinen im Thüringer Becken wird es aber auch bei empfehlungskonformer N-Düngung schwierig bleiben, niedrige N-Überschuss-Salden zu realisieren. Das pflanzenverfügbare Bodenwasserangebot ist mit 50mm zu gering, um bei länger anhaltenden Trockenperioden im Frühsommer/Sommer den Wasserbedarf abzudecken. Der erwartete Ertrag wird deshalb häufig nicht erreicht und der pflanzliche N-Entzug ist geringer als angenommen.

Tabelle 19: Erträge, N-Düngung, N- und ROS-Salden auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung

Jahr	1997	1998	1999	1997...1999
Fruchtart	Winterweizen	Sommergerste	Winterraps	
Ertrag des Hauptproduktes (dt/ha) ¹⁾	69	53	42	
N-Düngung (kg/ha*a)				
. Praxis				
.. min	237	35	174	162
.. 40 ⁴⁾			40 ⁴⁾	
. SBA ²⁾	100	20	65	62
N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo (kg/ha*a)	+103	-67	+92	+43
ROS-Saldo ³⁾ (dt/ha*a)	+22	+8	+48	+26

¹⁾ TS-Gehalte (%): Getreide 86, Winterraps 91,

²⁾ N-Düngeempfehlung nach Stickstoffbedarfsanalyse der TLL (SBA)

³⁾ reproduktionswirksame organische Substanz (ROS) nach ASMUS UND HERRMANN, 1977

⁴⁾ 40kg/ha Harnstoff-N zur Strohdüngung im Spätsommer

Die Nmin-Gehalte im Boden schwankten im Verlauf des Untersuchungszeitraumes zwischen 51 und 105 kg/ha (Abb. 33). Die niedrigsten Werte traten jeweils nach der Ernte auf, die höchsten waren im Frühjahr festzustellen.

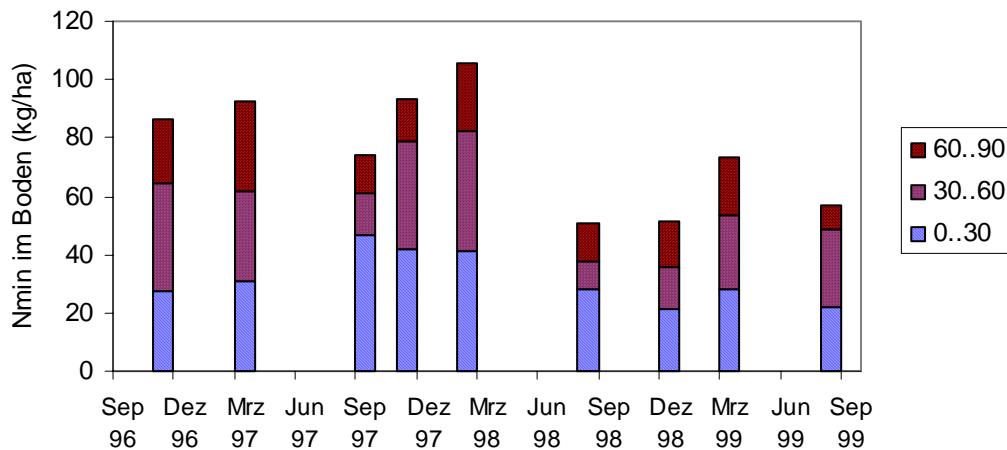


Abb.28:

Nmin-Gehalte im Boden auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung

3.4.2. Abflussbildung

Die Sickerwasserbildung begann im Jahr 1997/98 nach einem zu trockenen Herbst erst im Januar 1998, setzte sich aber bis Mitte Juli fort. Insgesamt gab es in diesem Jahr einen Abfluss von 41 mm (Tabelle 20).

Im darauffolgenden Jahr 1998/99 führten überdurchschnittliche Niederschläge im September/Oktober schon ab Mitte Oktober zum Austritt von Sickerwasser aus der Wurzelzone. Ebenso wie 1997/98 hielt der Abfluss bis Mitte Juni an. In der Jahresumme (einschl. Oktober 1998) kam es zu einer Sickerwassermenge von 110 mm.

Im Sommerhalbjahr (ohne Oktober 1998) flossen in beiden Untersuchungsjahren nur 10 mm ab.

Die Austauschrate des Bodenwassers betrug 1997/98 18 % und 1998/99 47 %. Daran zeigt sich, dass besonders in Trockenjahren N-Überschuss-Salden über mehrere Jahre in der Wurzelzone verbleiben können.

3.4.3. Sickerwasserqualität und Stoffausttrag

3.4.3.1. Stickstoff

Die Nitratgehalte des Sickerwassers schwankten im versickerungsarmen Jahr 1997/98 zwischen 67 und 253 mg/l. Im Verlauf der Abflussperiode zeichnete sich bei allen drei Lysimetern ein allmählicher Anstieg ab (Abb.34). Im Mittel des Abflusszeitraumes und der drei Lysimeter betrug der Nitratgehalt des Sickerwassers 151 mg/l.

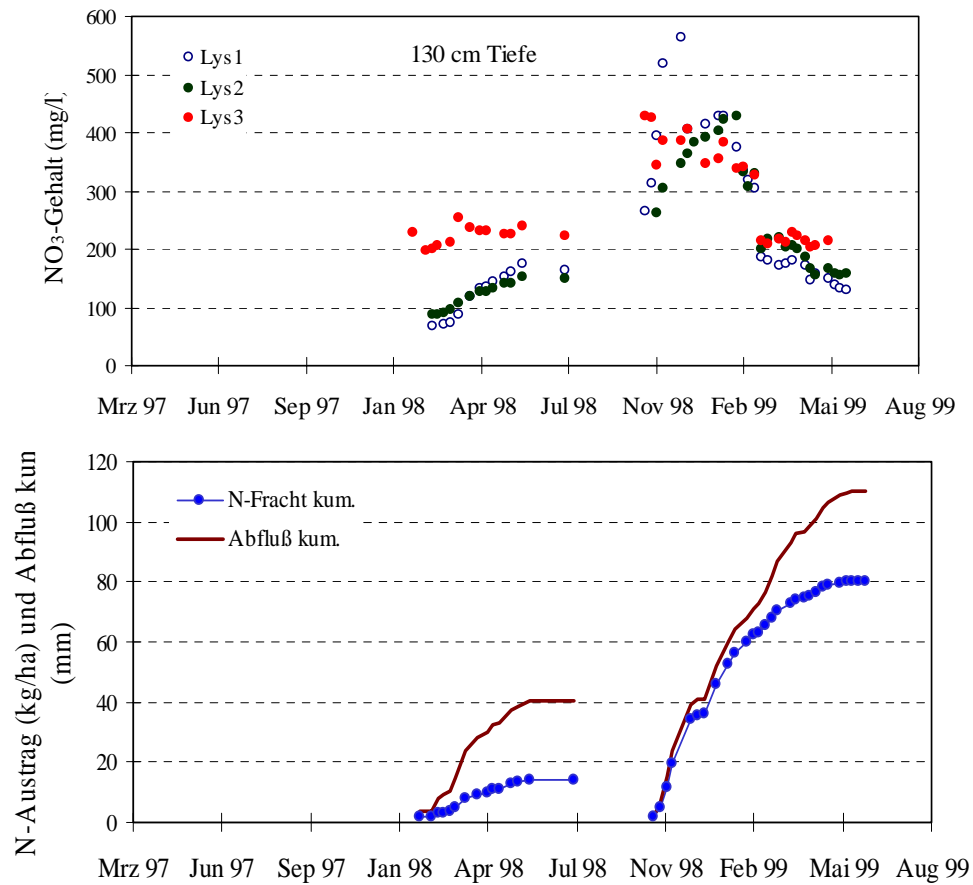


Abb. 34: Verlauf der Nitratgehalte im Sickerwasser, des kumulativen Abflusses und N-Austrages auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung

Im abflussreichen Jahr 1998/99 lagen die Nitratgehalte des Sickerwassers doppelt so hoch. Zu Beginn des Abflusses enthielt das Sickerwasser 400 mg/l Nitrat auf. Gegen Ende der Versickerungsperiode wurden noch 200 mg/l festgestellt. Der N-Austrag betrug 1997/98 14 kg/ha und erreichte 1998/99 mit 80 kg/ha ein überdurchschnittlich hohes Niveau (Tabelle 20).

Die in beiden Jahren ermittelten hohen bis sehr hohen Nitratgehalte im Sickerwasser, die während der Abflussperiode entweder unverändert blieben oder sogar noch leicht anstiegen, weisen auf ein hohes N_{min} -Nachlieferungspotential.

Tabelle 20: Abflussmenge, mittlerer Nitratgehalt im Sickerwasser und N-Austrag auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung

Jahr Lysimeter	1997/98				1998/99			
	Lys1	Lys2	Lys3	x	Lys1	Lys2	Lys3	x
Abflussmenge (mm)	34	40	48	41	122	98	111	110
Austauschrate des Bodenwassers (%) ¹⁾				18				47
Nitratgehalt im Sickerwasser (mg/l)	104	111	231	151	356	289	315	322
N-Austrag (kg/ha)	8	10	25	14	98	64	79	80

¹⁾FKwe/Abflussmenge, FKwe=232 mm

Das zeigte sich auch daran, dass die Boden-Nmin-Gehalte im Frühjahr trotz einer N-Auswaschung im Winterhalbjahr höher lagen als vor Winter.

Ursachen für die hohen Nitratgehalte im Sickerwasser sind in der Bewirtschaftung und im standörtlichen Verlagerungspotential zu suchen. Bewirtschaftungsbedingte Einflüsse lassen sich nur an langjährigen Meßreihen eindeutig identifizieren. Der dreijährige Untersuchungszeitraum ist noch zu kurz, um einen eindeutigen Zusammenhang zwischen N-Saldo und N-Austrag herstellen zu können. Das niedrige pflanzenverfügbare Wasserdargebot deutet aber daraufhin, dass selbst bei ordnungsgemäßer N-Düngung N-Überschußsalden zurückbleiben können. Die niedrige Austauschrates des Bodenwassers trägt zwar dazu bei, dass N-Überschußsalden im Folgejahr noch ausgegert werden können. Geschieht dies nicht, kommt es nur zeitverzögert zu hohen Nitratgehalten im Sickerwasser.

Darüber hinaus bestimmen die in der stark tonhaltigen Matrix ausgebildeten Schrumpfrisse und Tonsteinzwischenräume das standörtliche Verlagerungspotential. Sie stellen bevorzugte Fließbahnen für das in sie eintretende Niederschlags- und Bodenwasser dar. Während der Vegetationszeit sind oberflächlich abgelagerte Stoffe über sie verlagerungsgefährdet, insofern sie mit dem Niederschlagswasser mitgerissen worden sind. Im Winterhalbjahr begünstigen die Schrumpfrisse die rasche Ableitung nitratangereicherten Bodenwassers aus der Ackerkrume bis unter die Wurzelzone.

3.4.3.2. Weitere Nährstoffe

Die o-PO₄- und K-Gehalte des Sickerwassers lagen mit 0,005 mg/l o-PO₄-P und 0,44 mg/l K auf niedrigem Niveau. Dementsprechend gering waren auch die K- und P-Austräge aus der Wurzelzone (Tabelle 21).

Tabelle 21: Nährstoffgehalte im Sickerwasser und Nährstoffaustrag auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung im Mittel der Jahre 1997/98 und 1998/99

	o-PO ₄ -P	K	Mg	Ca	Na	Cl	SO ₄ ²⁻ -S
Gehalt (mg/l)	0,005	0,44	41	145	20	14	18
Austrag (kg/ha)	0,004	0,33	31	113	15	11	15

Die aus Sicht der pflanzlichen K-Versorgung hohe CAL-lösliche K-Menge von 42 mg/100g Boden in der Ackerkrume hatte offenbar keine erhöhte K-Verlagerung zur Folge. Verantwortlich dafür ist die Fixierung in den Zwischenschichten der Illite, die in tonreichen Böden reichlich vorkommen, möglicherweise aber auch eine bevorzugte Bindung an den Sorptionskomplex (Anlage 32).

Der P_{CAL}-Gehalt im Oberboden wies mit 7,5 mg/100g Boden den für eine ausreichende pflanzliche Ernährung anzustrebenden Wert auf. Der o-PO₄-P-Gehalt des Sickerwasser lag mit einem extrem niedrigen Gehalt von 0,005 mg/l auf einem für die Gewässer unkritischen Niveau.

Phosphor wird im Boden sorbatspezifisch an Al-, Fe- und Ca-Ionen gebunden und ist deshalb nur gering mobil. In viehstarken Regionen wurden in den letzten Jahren trotzdem P-Verlagerungen aus der Wurzelzone beobachtet. So fand GRESING IN RÖMER (1999) auf einem lehmigen Ton 0,56 mg/l PO₄-P im Dränagewasser und führt diesen Befund auf eine präferentielle Verlagerung von P-angereichertem Bodenwasser aus der Ackerkrume zurück. Bei ausschließlichem Matrixwasserfluss würde das Phosphat-Ion im Unterboden sorbiert und vor einer Verlagerung bewahrt werden. Nach BROOKES ET AL. (1997) kann es zu einer P-Verlagerung kommen, wenn die P-Sorptionskapazität in der Ackerkrume zu erschöpfen beginnt und deshalb der o-PO₄-Gehalt der Bodenlösung zunimmt. In den Untersuchungen von GRESING IN RÖMER (1999) waren die Voraussetzungen dafür bei einem P_{CAL}-Gehalt von 20...40 mg/100gBoden gegeben. Der weit über der Gehaltsklasse E liegende P_{CAL}-Gehalt deutet auf eine langjährige P-Akkumulation durch P-Überschuss-Salden.

Da das Sickerwasser auf der untersuchten Tonmergelrendzina nur 0,005 mg/l o-PO₄-P aufwies, bestand bei einem P_{CAL}-Gehalt von 7,5 mg/100g Boden, der den für die pflanzliche Ernährung anzustrebenden Wert darstellt, trotz eines für präferentiellen Fluss wirksamen Schumpfrissnetzes keine Gefahr für eine P-Verlagerung aus der Wurzelzone.

Der Austrag der übrigen Kationen und Anionen ist im wesentlichen das Ergebnis der geogenen Bodengehalte.

3.4.3.3. Pflanzenschutzmittel

Die angewendeten PSM waren für die zu behandelnden Fruchtarten zugelassen. Anwendungszeitpunkte und Karenzzeiten entsprachen den Anwendungsbestimmungen (Anlage 13). Hinsichtlich der Einsatzmenge gab es nur 1997 eine geringfügige Überschreitung: 1,3 l/ha Alto 100 (Wirkstoff: Cyproconazol) an Stelle von 1,0 l/ha. Auch kam es zu einer doppelten Anwendung von Dichlorprop, eine pro Jahr war maximal nur zulässig.

Das Sickerwasser wurde 1998 und 1999 auf vierzehn PSM-Wirkstoffe untersucht, die im Zeitraum 1994....98 appliziert worden sind. Vier Wirkstoffe konnten nachgewiesen werden: Bifenox, Mecoprop, Metazachlor und Parathion (Tabelle 22). Von den insgesamt durchgeführten 98 Einzelanalysen gab es 6 Positivbefunde (6 %) und nur in einem Fall eine Überschreitung des Trinkwassergrenzwertes (1 %).

Tabelle 22: Pflanzenschutzmittel-Rückstände im Sickerwasser der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung

Anzahl untersuchter Wirkstoffe	Anzahl Analysen		Anzahl Positivbefunde insgesamt > 0,1•g/l	
12	98		6	1
Wirkstoffe mit Negativbefund:				
Amidosulfuron, Dichlorprop, Dimethoat, Cyproconazol, Ioxynil, Napropamid, Prochloraz, Tebuconazol,				
Wirkstoffe mit Positivbefund:				
untersuchte Wirkstoffe	Anwendungshäufigkeit	Analysehäufigkeit	Anzahl Positivbefunde	Zeitraum zwischen Ausbringung und Positivbefund
Mecoprop	1	12	2	4 Jahre
Bifenox	3	7	2	1 Jahr
Parathion	1	8	1	5 Jahre
Metazachlor	1	10	1	5 Monate

Der als immobil geltende Wirkstoff Bifenox kam einmal in der im April 1998 gewonnenen Sickerwasserprobe mit Konzentrationen von 0,09 und 0,115 •g/l (Anlage 33: Lysimeter A4/1 und A4/2) vor. Die im Dezember/Januar 1998 und Februar 1999 entnommenen Sickerwasserproben zeigten keine Positivbefunde mehr. Der Wirkstoff Bifenox wurde im Zeitraum 1994 bis 1998 dreimal eingesetzt: im Juni 1994, im Mai 1996 und im März 1997.

Metazachlor trat im Frühjahr nach der Herbstapplikation zu Winterraps mit einer Konzentration von 0,021•g/l im Sickerwasser auf. Mecoprop war in 2 von 12 Sickerwasserproben mit 0,015 und 0,02 •g/l enthalten. Die Wirkstoffanwendung zu Winterweizen im Frühjahr lag vier Jahre zurück. Die zuvor und danach gewonnenen Sickerwasserproben zeigten keine Positivbefunde. Mecoprop zählt zur Gruppe der Phenoxycarbonsäuren und wird aufgrund seiner guten Wasserlöslichkeit und geringen Bindungsneigung an Ton/Humus als überdurchschnittlich mobil eingestuft (BLUME 1991). Die Bindungsaffinität von Mecoprop ist stark pH-abhängig und steigt erst im stark sauren Milieu (BLUME 1991). Bei diesem Standort lassen die pH-Werte um 7,2 nur eine geringe Sorption erwarten. Mecoprop gehört zu den am häufigsten im Grundwasser nachgewiesenen PSM-Wirkstoffen (BBA, 1993): 2,7 % der untersuchten Proben wiesen Konzentrationen über 0,1 •g/l auf.

Parathion wurde in einer von acht Sickerwasserproben fünf Jahre nach der letzten Anwendung zu Winterweizen während der Kornausbildung mit einer Konzentration von 0,09 •g/l gefunden. Nach BLUME (1991) ist Parathion sehr schnell abbaubar. Untersuchungen von GOTTESBÜREN ET AL. (1992) zeigen aber, dass Parathion noch 21 Wochen nach der Applikation im Oberboden enthalten war. Da Parathion gleichzeitig aber gering wasserlöslich und sehr gut sorbierbar ist, wird es von GOTTESBÜREN

ET AL. (1992) trotzdem als kaum verlagerbar eingestuft.

Bei der Tonmergelrendzina wird die stark tonhaltige Matrix durch ein Netz humos gefüllter Schrumpfrisse zerteilt. Matrix- und Makroporenwasser bilden auf diesem Standort ganzjährig zwei unterschiedliche Reaktionsräume für Stoffumsatz und Bodenwasserabfluss. Es ist anzunehmen, dass auch während des Quellungsprozesses kein vollständiger Verbund der Bodenmatrix zustande kommt und deshalb Schrumpfrisse und Tonsteinzwischenräume auch im Winterhalbjahr bevorzugte Fließbahnen für das Bodenwasser und darin gelöste, wie z.B. Mecoprop, oder partikulär gebundene PSM-Wirkstoffe, wie z.B. Bifenox, bieten. Die geringe kapillare Leitfähigkeit der stark tonhaltigen Matrix schränkt Interaktionen zwischen Makroporen- und Matrixwasser ein. In und unterhalb der Wurzelzone eingebettete zentimeterdicke Lagen aus grobsandig-tonigem Substrat begünstigen darüber hinaus das Entstehen gesättigter Teilvolumenflüsse in ungesättigter Bodenmatrix (fingering flow) (KNOBLAUCH 1996).

Das Altlasten-Screening auf Triazine, CKW und PCA erbrachte in acht Sickerwasserproben keinen Positivbefund (Anlage 34).

3.4.4. N-Tiefenprofil

Die Aufnahme des N-Tiefenprofils zeigt, dass sich der bereits in der Wurzelzone festgestellte Substratwechsel bis in mehrere Meter Tiefe fortsetzt. Die Ansprache der Bohrstockprobe ließ im Unterboden einen unregelmäßigen Wechsel von dicht bis locker verpackten, meist aber sehr trockenen Tonsteinlagen mit sandig-grusigem Quarzersatz erkennen. Die Körnungsanalyse erbrachte schwach bis stark sandige und lehmige Tone.

Die Nitratgehalte des Bodens gingen unterhalb der Wurzelzone in 1,3 m Tiefe deutlich zurück. Trotzdem waren bis in 5 m Tiefe noch mehr als 5 kg/haNO₃-N je 10 cm-Bodenzone zu verzeichnen (Abb. 35). Die NH₄-N-Gehalte lagen durchgängig auf niedrigem Niveau.

Offenbar ist es zu einer Nitratverlagerung aus der Wurzelzone in den ungesättigten Unterboden gekommen. Der festgestellte lagenweise Substratwechsel könnte ein Indiz dafür sein, dass Nitrat über vorausseilende gesättigte Teilvolumenflüsse durch den ungesättigten Unterboden geleitet worden ist. Die mitunter sehr trockenen Tonsteinschichten schließen einen flächigen Wasserfluss aus. Gesättigte Teilvolumenflüsse (sog. funnel flow) entstehen in Böden mit Texturinhomogenitäten (KNOBLAUCH, 1996). Trifft eine Durchfeuchtungsfront auf ein gröber texturiertes Bodenmaterial kommt der Wasserfluss vorübergehend zum Stillstand, weil die Poren des grob-körnigen Substrates nicht genug Unterdruck für die Aufnahme des Bodenwassers aufbringen können. Bevor der Wassereintrittspunkt durch Wassernachschub aus dem Oberboden erreicht wird, setzt bei geringer Neigung der eingebetteten

gröberen Schicht ein laterales Fließen an der Unterseite der feiner texturierten Oberschicht ein. Am Ende der eingebetteten Substratschicht perkoliert das Bodenwasser fingerförmig mit hoher Geschwindigkeit in dem gröberen Material abwärts gerichtet. Auf diese Weise wird ein ungesättigter Bodenwasserfluß in einen gesättigten räumlich begrenzten Teilvolumenfluss umgewandelt.

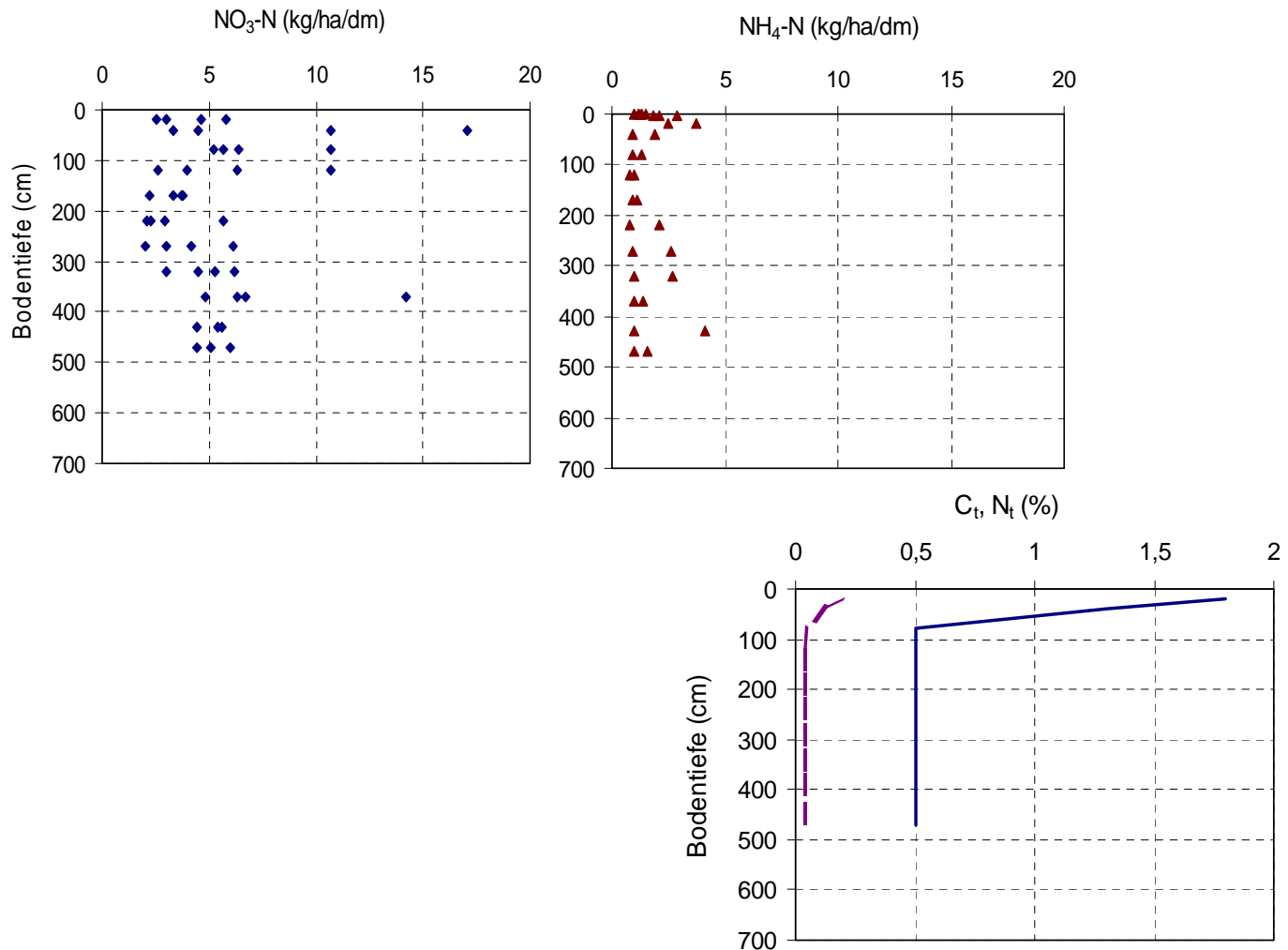


Abb. 35: Tiefenverteilung der Gehalte an mineralischen Stickstoff, C_t und N_t auf der Tonmergelrendzina mit Ackernutzung

Eine Nitratreduktion über Denitrifikation ist in Anbetracht der an den Bohrstockproben erkennbaren niedrigen Bodenfeuchtegehalte der Tonsteine, die teilweise auch nur einen lockeren Verband miteinander bildeten, wenig wahrscheinlich.

4. Zusammenfassende Bewertung des standort- und nutzungsbedingten Verlagerungspotentials im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet stellt ein Teileinzugsgebiet der Unstrut zwischen den Ortslagen Altengottern und Thamsbrück dar (Abb.1, S.11). Es setzt sich aus der Auenniederung und ihrem Wasserspeisungsgebiet zusammen. In der Auenniederung dominieren die Leitbodenformen Lehm-Vega und Ton-Schwarzgley. Die Vegen bestimmen das Bodenareal beiderseits vom Fluss und werden in Richtung Speisungsgebiet vom tiefer gelegeneren Verbreitungsgebiet der Gleye abgelöst. Im Wasserspeisungsgebiet sind neben geringmächtigen Mergelrendzinen und Pelosolen, tiefgründige Braunerde-Tschernoseme aus Löß/Keuper und Parabraunerden aus Löß verbreitet (Abb. 2, S. 12). Das mittlere Niederschlagsangebot beträgt 500 mm, die mittlere Lufttemperatur 8,5 EC.

4.1. Auenniederung

4.1.1. Standörtliches Verlagerungspotential

Die *jährliche Sickerwasserrate* schwankte im Mittel von zwei Jahren zwischen 44 mm auf der ackergenutzten Vega und 77 mm auf dem Gley mit extensivem Grünland (Tabelle 23). Ursachen für diese Schwankungsbreite sind unterschiedlich große Bodenfeuchtedefizite, die im Winterhalbjahr durch Niederschlag und Grundwasser wieder aufzufüllen sind, bevor es zu einem Abfluss in das Grundwasser kommen kann. Das im Vergleich zur ackergenutzten Vega geringere Bodenfeuchtedefizit auf dem Gley mit extensivem Grünland ist sowohl auf die begrenzte Durchwurzelbarkeit des stark tonhaltigen Gley als auch den genotypisch geringeren Wurzeltiefgang der Gräser sowie den durch geringe N-Zufuhr und ständigen Verbiss der Grasnarbe geringeren verdunstungsaktiven Blattapparat der Grasnarbe zurückzuführen. Der Einfluß der Nutzung ist aber geringer zu bewerten als der des Bodens.

Unter niederschlagsnormalen Verhältnissen reicht der Wasserbilanzüberschuss aus Niederschlag und Verdunstung gerade aus, um auf den uneingeschränkt durchwurzelbaren Vegen das Bodenfeuchtedefizit abzubauen. Das bedeutet, in niederschlagsnormalen Jahren findet auf den Vegen kein Abfluss in das Grundwasser statt. Im Jahr 1997/98 war dies nach einem geringfügig zu trockenem Winterhalbjahr auch der Fall, die Wiederauffüllung des Bodenfeuchtedefizits vollzog sich zu einem großen Teil über den aufwärtsgerichteten Kapillarstrom aus dem Grundwasser. Auf den Gleyen ist aufgrund der begrenzten Durchwurzelbarkeit und dem geringen Grundwasserflurabstand auch in Jahren mit durchschnittlichem Niederschlagsaufkommen mit geringen Abflussspenden in das Grundwasser zu rechnen.

Tabelle 23: Abflussmenge, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und N-Verlagerung auf den Böden in der Auenniederung und im Speisungsgebiet

Standort Nutzung Untersuchungs- zeitraum	Auenniederung		Speisungsgebiet	
	Gley-Vega Acker 1998...99	Vega-Gley ext. Grünland 1998...99	Tonmergelrendzina Acker 1998...99	Braunerde-Tschernosem ¹⁾ Acker 1984...94
Abflussmenge (mm)	44	77	76	11
Austauschhäufig- keit des Boden- wassers (%)	27	66	32	2
nFKwe (mm) / kapillarer Aufstieg (mm/d)	152 >2	81 <1...2	50	220
N-Saldo (kg/ha)	-1	+22	+42	+6
Nitratgehalt des Sickerwassers (mg/l)	58	8	275	68
N-Austrag (kg/ha)	6	2	47	2

¹⁾ KNOBLAUCH ET AL. 1996

Der *Grundwasserflurabstand* schwankte auf der Vega im jahreszeitlichen Verlauf zwischen 80 und 170 cm uGOK (Anlage 23). Auf dem Gley im Altengotternschen Ried zeigte sich eine jahreszeitliche Dynamik von 20...140 cm uGOK (Anlage 23). Damit nimmt das Grundwasser zumindest zeitweilig direkten Einfluß auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Wurzelzone.

Berechnungen der Bodenwasserbewegung ließen erkennen, dass der Abbau des Bodenfeuchtedefizits nicht nur über den Niederschlag, sondern auch über den aufwärtsgerichteten Kapillarstrom aus dem Grundwasser bewerkstelligt wird. Dieser Prozess führte aber nicht zu einer Erhöhung der Abflussmenge. Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in die Wurzelzone wirkt zeitweise dem Bodenwasserabfluss entgegen, weil nach Erreichen von Feldkapazität in der ungesättigten Zone das Potentialgefälle zur Grundwasseroberfläche noch so groß ist, dass das Grundwasser bestrebt ist, kapillar aufzusteigen. Der Grenzwert der Bodenwassersaugspannung ab dem ein Abfluss in das Grundwasser stattfindet, liegt deutlich niedriger als bei Feldkapazität. Demnach ist das Wasserhaltevermögen und die vor Beginn einer Abflussbildung aufzufüllende Wassermenge höher als auf grundwasserfernen Standorten. Dieser Effekt ist besonders stark ausgeprägt auf den Vegen, da das im Oberboden anstehende schwach tonig-schluffige Substrat besonders günstige Bedingungen für den kapillaren Aufstieg bietet.

Die *Austauschhäufigkeit des Bodenwassers* betrug auf der ackergenutzten Vega 27 % und auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland 66 %. Sie gibt an, zu welchem Anteil das vor Winter in der effektiven Wurzelzone enthaltene Bodenwasser mit den darin gelösten Stoffen durch neu hinzukommendes Niederschlagswasser aus der Wurzelzone verdrängt wird. Die niedrige Austauschrate auf der ackergenutzten Vega lässt erkennen, dass nur ein geringer Teil des vor Winter im Boden enthaltenen mineralischen Stickstoffs auswaschungsgefährdet ist. Der überwiegende Teil bleibt bis zum Frühjahr in der Wurzelzone zurück und kann von der Folgefrucht noch aufgenommen werden. Auf dem abflussreicheren Vega-Gley deutet die höhere Austauschrate daraufhin, dass in niederschlagsreichen Jahren der überwiegende Teil des Bodenwassers mit dem darin enthaltenen mineralischen Stickstoff ausgetauscht wird. Die standörtliche Verlagerungsgefahr ist deshalb auf den Gleyen größer als auf den Vegen.

Das *pflanzenverfügbare Wasserdargebot* eines Standortes nimmt Einfluss auf die Ertragssicherheit und damit auch auf den pflanzlichen N-Entzug und den N-Saldo. Niedrige N-Überschuss-Salden tragen wesentlich mit dazu bei, die N-Verlagerung aus der Wurzelzone klein zu halten. Auf den Vegen finden die meist tiefer wurzelnden Ackerkulturen ein unbegrenztes Wasserdargebot aus Boden- und Grundwasser vor. Damit ist eine wesentliche Voraussetzung für stabile Erträge und niedrige N-Überschuss-Salden gegeben. Der im Mittel von drei Untersuchungsjahren trotz einer leichten Überdüngung realisierte ausgeglichene N-Saldo in der Fruchtfolge Winterweizen-Ackerbohne-Sommerweizen stellt dies unter Beweis. Auf dem Gley im Altengotternschen Ried war das Grundwasser für eine uneingeschränkte Wasserversorgung des Grünlandes schon zu tief abgesunken. Ab Anfang Juli gab es fast keinen Ertragszuwachs mehr. Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser reichte ab diesem Zeitpunkt nicht mehr aus, um das geringe Wasserdargebot aus Niederschlag und Bodenwasser zu kompensieren. Es ist davon auszugehen, dass hohe N-Düngermengen nicht in einen entsprechenden Ertrag umgesetzt werden und positive N-Salden zurückbleiben. Der Intensität der Grünlandnutzung sind auf den Gleyen unter den gegenwärtigen Grundwasserverhältnissen deshalb Grenzen gesetzt. Auch für Ackerkulturen ist auf den Gleyen bei Grundwasserflurabständen >1 m uGOK aufgrund des ab 1m Tiefe stark zurückgehenden Grobporenvolumens keine uneingeschränkte pflanzliche Wasserversorgung mehr gegeben.

Der Sickerwasserabfluss eines Bodens setzt sich zu unterschiedlichen Anteilen aus *Matrix- und Makroporenwasser* zusammen. Vorseilender Fluss über Makroporen kann das Matrixwasser verdünnen, ebenso aber auch die schnelle Verlagerung oberflächlich abgelagerter Stoffe auslösen. In der Auenniederung braucht vorseilender Makroporenfluss nur eine kurze Distanz bis zum Grundwasser zu überwinden. Von Bedeutung sind präferentielle Fließbahnen nicht nur für im Boden gelöste, sondern auch für sonst immobile Stoffe, die schon in geringen Konzentrationen eine Gefahr für die Gewässer darstellen. Dazu gehören die in der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzten Pflanzenschutzmittel. Die Analyse des Boden- und oberflächennahen Grundwassers auf ihren Gehalt an PSM-Rückständen erbrachte auf der ackergenutzten Vega in 3 von 85 Wasserproben Positivbefunde. Es handelte sich um den Wirkstoff Bifenox, der nach BLUME (1991) als immobil im Boden eingestuft wird. Der Positivbefund dieses stark an der Bodenmatrix sorbierbaren Wirkstoffes in 0,5, 1,4 und 1,8 m Tiefe ein Jahr nach der letzten Anwendung stellt die Wirksamkeit präferentieller Fließbahnen unter Beweis. Trotzdem zeigt der geringe Prozentsatz an Positivbefunden, dass eine Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln, für die häufig präferentielle Fließbahnen verantwortlich gemacht werden, so gut wie nicht stattgefunden hat.

Dies trifft nicht uneingeschränkt auf das Nitrat zu. Bei gesättigter Bodenmatrix und geringem Grundwasserflurabstand ist von einer präferentiellen Nitratverlagerung bis in das Grundwasser auszugehen. Das ließ sich unabhängig von der Nutzung an einem raschen Anstieg der Nitratgehalte bis in das 1,8 m tiefe Grundwasser kurz nach Abflussbeginn im Jahr 1998/99 nachweisen (Abb. 11 , S. 36, Abb. 17 , S. 17 und Abb. 27, S. 66). Im ausgetrockneten Bodenzustand wird vorauseilendes Bodenwasser mit hoher Wahrscheinlichkeit schon nach kurzer Wegstrecke von der tonig-schluffigen Matrix zurückgehalten. Auf den Gleyen ist eine präferentielle Nitratverlagerung eher wahrscheinlich, weil die kapillare Leitfähigkeit des stark tonhaltigen Substrates zu gering ist, um in einem kurzen Zeitraum größere Wassermengen aufzunehmen. Selbst wenn es dazu kommen sollte, ist bei ausreichenden Temperaturen von einem Abbau im oberflächennahen Grundwasser auszugehen. Die von SOMMER UND LUCKNER (2000) berechnete niedrige laterale Fließgeschwindigkeit des Grundwassers begünstigt diesen Effekt. Demzufolge ist auch nach Starkniederschlägen nur in geringem Umfang mit einer N-Befruchtung der Gräben und Fließgewässer zu rechnen.

Ein weiterer Aspekt des *Grundwassereinflusses besteht in der Veränderung der Bodenwasserbeschaffenheit* in der Wurzelzone. Durch die zeitweise Ausbildung anaerober Verhältnisse werden Nitratbauprozesse in Gang gesetzt. Bei aufwärtsgerichteten Strömungsbedingungen kommt es zu einer Verdünnung des Bodenwassers durch nahezu nitratfreies Grundwasser.

Eine signifikant negative Beziehung zwischen Nitratgehalt und Hydrogenkarbonatgehalt über verschiedene Tiefen des Boden- /oberflächennahen Grundwassers deutet auf den Ablauf einer heterotrophen Denitrifikation. Die für diesen Prozess notwendige Menge an leicht abbaubarer organischer Substanz stand mit DOC-Gehalten (DOC..dissolved organic carbon) von 10...13 mg/l ausreichend zur Verfügung. Als wesentliche Einflussfaktoren für den Nitratabbau stellten sich der Wassergehalt und die Bodentemperatur heraus. Die sich in einem Anstieg der Nitritgehalte äußernde Denitrifikation zeigte sich besonders deutlich in den vollständig wassergesättigten Bodenzonen. Der zeitliche Ablauf war temperaturgesteuert. In 2 m Tiefe setzte schon kurz nach Nitratreintrag eine Reduktion ein, in der darüberliegenden wassergesättigten Bodenzone vollzog sich dieser Prozeß erst im Frühjahr nach Wiederanstieg der Bodentemperaturen über 5 EC. In 2 m Tiefe bestanden mit Temperaturen >5 EC offenbar ganzjährig günstige Lebensbedingungen für die Denitrifikanten. Die geringe Nitratbefruchtung und der rasche Nitratabbau in 2 m Tiefe lassen vermuten, dass nahezu kein Nitrat in das Grundwasser unterhalb 2 m Tiefe gelangt. Selbst wenn dies eintreten sollte, bieten die in 2...5 m Tiefe lagernden Torfmudden ein kaum erschöpfbares Denitrifikationspotential. Der sich schon im oberflächennahen Grundwasser vollziehende Nitratabbau ermöglicht, dass es bei aufwärtsgerichteten Strömungsbedingungen zu einer Verdünnung des Bodenwassers kommt. Dieser Prozess könnte sich vorteilhaft auf die Beschaffenheit des den Gräben zufließenden Bodenwassers auswirken, indem die Nitratkonzentration vermindert wird. Auch wenn das Nitrat nicht in das tiefere Grundwasser gelangt, kommt es dafür aber zu einem Anstieg der gasförmigen N-Verluste. Die Höhe ist von der Nutzung und dem damit verbundenen Nitratgehalt im Bodenwasser abhängig.

Der *Gehalt an organischer Substanz* der Ackerkrume schwankte zwischen 9 % auf den Ton-Schwarzgleyen im Altengotternschen Ried und 3 % auf den Vegen im ufernahen Bereich der Auenniederung. C/N-Verhältnisse von 8...9 deuten auf eine leicht abbaubare organische Substanz, die von Mikroorganismen bei ausreichendem Sauerstoffangebot umgesetzt wird, wodurch es zur Bildung von verlagerungsgefährdetem Nitrat kommt. Bei dem geringeren Grundwasserflurabstand auf den Ton-Schwarzgleyen kann die Mineralisation zeitweilig gebremst sein, was den im Vergleich zu den Vegen höheren Gehalt an organischer Substanz erklärt. Der Humusgehalt der Vegen liegt im Normalbereich eines ackerbaulich genutzten Mineralbodens. Die Ackerkrume der Böden im Speisungsgebiet wiesen vergleichbare Werte auf.

Das stark bis schwach schluffig-tonige Substrat der Vegen und Gleye, die hohen Ca- und Salzgehalte des Bodens sowie die sehr geringen $o\text{-PO}_4\text{-}$ und K-Gehalte des Sickerwassers lassen in der ungesättigten Wurzelzone ein *hohes Rückhaltevermögen für P und K* erkennen. Bei einem basischen pH kommen für die P-Bindung vor allem Ca-Ionen in Frage, die im Bodenwasser der Auenböden mit durchschnittlich 588 mg/l reichlich vorhanden sind. Außerdem wirkt sich der hohe Anteil austauschbarer Ca-Ionen bindungsfördernd aus, weil über eine Komprimierung der diffusen Doppelschicht die negative Ladung der Tonminerale abnimmt und auf diese Weise die Phosphat-Sorption an die Kristallkanten erleichtert wird. Das hohe K-Rückhaltevermögen der Auenböden ist auf eine Fixierung an quellbare Dreischichtminerale, die an die Schluff- und Tonfraktion gebunden sind, zurückzuführen. Da sich das Substrat der untersuchten Auenböden vornehmlich aus Schluff und Ton zusammensetzt, dürfte die K-Fixierungskapazität groß sein.

Die gemessenen Austräge an Ca, Mg, Na, Cl und SO_4^{2-} aus der Wurzelzone in das Grundwasser sind einerseits geogen bedingt, andererseits als Rückverfrachtung grundwasserbürtiger Salze zu bewerten.

Die im Unterschied zur ungesättigten Zone deutlich höheren *$o\text{-PO}_4\text{-}$ und K-Gehalte im oberflächennahen Grundwasserbereich* sind im Zusammenhang mit geogen bedingt hohen Gehalten an organischer Substanz und reduzierenden Verhältnissen zu sehen. Der Anstieg der organischen Substanzgehalte im Unterboden war von einer Zunahme der P_{CAL} -Gehalte begleitet. Möglicherweise sind die im Vergleich zum Bodenwasser der ungesättigten Zone deutlich höheren P-Gehalte des oberflächennahen Grundwassers auf das unter reduzierenden Verhältnissen in-Lösung-gehende Vivianit, das nach SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1998) in redoximorphen Böden häufig vorkommen soll oder aber auf die Komplexbildung von Phosphat-Bindungsplätzen durch Huminsäuren zurückzuführen. Ebenso wahrscheinlich ist eine P-Freisetzung durch Umwandlung P-haltiger Fe(III)-Oxide zu FeS, wie sie von BRÜMMER UND SCHROEDER (1974) IN SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL (1998) für sulfatreiche marine Schlickböden unter dem Einfluß reduzierender Verhältnisse nachgewiesen wurde.

Der $o\text{-PO}_4\text{-P}$ -Gehalt des oberflächennahen Grundwassers lag aber mit maximal 0,06mg/l noch unter dem für Gewässer kritischen Wert, so dass auch aus diesem Bereich keine Gefahr für die Gewässer zu erwarten ist. Der mit zunehmender Grundwassertiefe beobachtete Anstieg der K-Gehalte resultiert vermutlich aus einem aufwärtsgerichteten Zustrom aus den Torfmudden, da K nur schwach an die organische Substanz gebunden wird. In Richtung Bodenoberkante sinkt der K-Gehalt des Grundwassers aufgrund zunehmender Fixierung an die Dreischichtminerale der Auensedimente.

Damit unterscheidet sich das *standörtliche Verlagerungspotential* der aus schluffig-tonigen Substraten hervorgegangenen Vegen und Gleye der Unstrutniederung deutlich von dem der im Elbeeinzugsgebiet verbreiteten Niedermoorböden, wo aufgrund der hohen Gehalte an organischer Substanz in Abhängigkeit von der Grundwasserdynamik, den pH- und Redoxverhältnissen hohe Freisetzungsraten an Nitrat, Ammonium und Phosphat in die Gewässer festgestellt worden sind (BLANKENBURG 1984, MUNDEL 1987, AUSBORN ET AL. 1997, SCHWÄRZEL ET AL. 1997, TREPPEL UND BODE 1999).

4.1.2. Einfluß der Bewirtschaftung

Ackerbewirtschaftung hatte auf der Vega im Mittel von zwei Untersuchungsjahren einen N-Austrag von 6 kg/ha zur Folge. Im ersten Untersuchungsjahr blieb eine Sickerwasserbildung und damit auch eine N-Verlagerung in das Grundwasser aus. Im zweiten Untersuchungsjahr 1998/99 gelangten 12 kg/ha aus der ungesättigten Wurzelzone in das Grundwasser. Der Übergangsbereich von der ungesättigten Zone zur Grundwasseroberfläche lag im Abflußjahr 1998/99 in 90 cm Tiefe. Der Nitratgehalt des Sickerwassers betrug in diesem Grenzbereich durchschnittlich 58 mg/l.

Wesentlichen Anteil an der geringen N-Befruchtung des Grundwassers hat nicht nur die niedrige Abflussmenge, sondern auch der nur mittlere Nitratgehalt des Sickerwassers.

Letzterer ist im Zusammenhang mit einem mehrjährig ausgeglichenen N-Saldo, gleichzeitig aber auch mit der Zufuhr einer leicht abbaubaren organischen Substanz nach Anbau von Ackerbohne im Jahr zuvor zu sehen. Da aufgrund eines hohen pflanzenverfügbaren Wasserdargebotes und einer niedrigen Austauschrate des Bodenwassers günstige Standortbedingungen für die Realisierung niedriger N-Überschuss-Salden bestehen, ist auf den Vegen das Risiko hoher Nitratgehalte im Sickerwasser bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung gering.

Die P- und K-Gehalte des Sickerwassers lagen mit 0,004 mg/l o-PO₄-P und 0,48 mg/l K deutlich unter dem kritischen Wert für die Gewässer. Ebenso niedrig waren auch die P- und K-Austräge mit 3,1 g/ha o-PO₄-P und 0,37 kg/ha K.

Die Analyse des Boden- und oberflächennahen Grundwassers auf den Gehalt an dreizehn Pflanzenschutzmitteln, die in den letzten fünf Jahren appliziert worden sind, erbrachte nur in 3,5 % von 85 Wasserproben Positivbefunde. Wie bereits beschrieben, handelte es sich dabei um den Wirkstoff Bifenox, der im Zeitraum von 1994...99 zweimal auf die Ackerfläche appliziert und auf den das Sicker- und oberflächennahe Grundwasser 13-mal untersucht worden ist. Die Konzentrationen lagen im oberflächennahen Grundwasser (1,4 und 1,8 m Tiefe) mit 0,1...1,4 •g/l nur knapp über dem Grenzwert für Trinkwasser. Die Pflanzenschutzmittelanwendung war bestimmungsgemäß und sachgerecht: Die angewandten Pflanzenschutzmittel waren für die angebauten Fruchtarten zugelassen, Anwendungszeitpunkte und Karenzzeiten wurden eingehalten, die Aufwandmengen lagen nicht über den zugelassenen Höchstmengen. Ursachen für die sehr geringe PSM-Verlagerung sind deshalb weniger in der PSM-Anwendung, sondern eher in den Wirkstoffeigenschaften selbst und den Standortverhältnissen zu suchen.

Die aus Gründen einer möglichen Revitalisierung geprüfte Bewirtschaftung mit *extensivem Grünland* brachte auf dem Vega-Gley im Altengotterschen Ried einen N-Austrag von durchschnittlich 2 kg/ha mit sich (Tabelle). Das in 50 cm Tiefe aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser eintretende Sickerwasser wies einen mittleren Nitratgehalt von 8 mg/l auf. Selbst zu Abflussbeginn betrug der Nitratgehalt in dieser Tiefe nicht mehr als 30 mg/l. Der sich innerhalb weniger Wochen vollziehende

Rückgang auf 5 mg/l ist auf eine nachlassende Mineralisierung im Oberboden und den Ablauf einer Denitrifikation zurückzuführen. Eine Verdünnung durch kapillar aufsteigendes Grundwasser kann während der Abflussperiode ausgeschlossen werden. Somit ist extensives Grünland trotz einer hohen Austauschrate des Bodenwassers weder für die N-Befruchtung des Grundwassers noch für die der Grabensysteme von Bedeutung. Dafür ist in geringem Umfang mit gasförmigen N-Verlusten zu rechnen. Ursachen für den niedrigen Nitratgehalt im Sickerwasser sind bei dieser Bewirtschaftung in der fehlenden bodenbelüftenden und -vermischenden Bearbeitung des Oberbodens und dem nahezu ausgeglichenen N-Saldo aus niedrigem N-Input über tierische Exkremente und ebenso niedrigem N-Output über den Futtermittelverzehr der Weidetiere zu sehen. Der unter Grünland zu erwartende Effekt einer bei weitem C/N-Verhältnis weniger intensiv ablaufenden Mineralisierung bzw. höheren Bereitschaft zur Immobilisierung mineralischen Stickstoffs hat sechs Jahre nach der Neuetablierung aus Ackerland mit einem C/N-Verhältnis von <10 noch nicht das Niveau von Dauergrünland erreicht. Das erklärt die zu Untersuchungsbeginn überdurchschnittlich hohen N_{min}-Gehalte des Bodens. Der im Verlauf des dreijährigen Untersuchungszeitraumes nachgewiesene Rückgang der Boden-N_{min}-Gehalte und die niedrigen Nitratgehalte des Sickerwassers deuten aber daraufhin, dass sieben und acht Jahre nach der Grünlandetablierung von der zuvor erfolgten Ackernutzung kaum noch ein Einfluß auf die N-Verlagerung nachweisbar ist. Da die Einstellung eines neuen Fließgleichgewichtes der organischen Substanz nach Nutzungsumstellung einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten beansprucht (RICHARDSON 1938, SAUERBECK 1991 UND HÜLSBERGEN 1996), ist es aber notwendig, diesen Trend in weiteren Untersuchungsjahren zu überprüfen.

Die P- und K-Gehalte des Sickerwassers lagen mit 0,005 mg/l o-PO₄-P und 0,48 mg/l K sehr niedrig und stellen ebenso wie die geringen P- und K-Austräge keine Gefahr für die Gewässer dar.

4.2. Wasserspeisungsgebiet

Im Wasserspeisungsgebiet sind flachgründige Tonmergelrendzinen, Parabraunerden aus Löß und tiefgründige Schwarzerden aus Löß und Keuper verbreitet. Das standort- und nutzungsbedingte Verlagerungspotential wird auf der Grundlage der in diesem Teilprojekt für die Tonmergelrendzinen erarbeiteten Meßreihen und der unter vergleichbaren klimatischen Verhältnissen für einen Braunerde-Tschernosem im süd-östlichen Teil des Thüringer Beckens gewonnenen langjährigen Lysimeterergebnisse beschrieben (KNOBLAUCH ET AL. 1996).

Für die *ackerbewirtschafteten Tonmergelrendzinen* wurde eine jährliche Sickerwassermenge von 76mm ermittelt (Tabelle 23, S. 85). Daraus ergibt sich eine Austauschrate des Bodenwassers von 32 %. Das bedeutet, der überwiegende Teil des vor Winter in der Wurzelzone enthaltenen mineralischen Stickstoffs kann von den Pflanzen im Folgejahr noch aufgenommen werden. Der Bodenwasserfluß vollzieht sich aber nicht nur über die Bodenmatrix, sondern auch über ein fein verzweigtes Netz an Schrumpfrissen. Über die Schrumpfrisse kann es sowohl zu einer bevorzugten Verlagerung von oberflächlich abgelagerten Stoffen, insofern sie mit dem Niederschlagswasser mitgerissen worden sind oder auch von im Bodenwasser gelösten Stoffen kommen. Das stark-tonhaltige Substrat begünstigt diesen Prozeß, weil die kapillare und gesättigte Leitfähigkeit zu gering ist, um das in einem kurzen Zeitraum, in größeren Mengen abfließende Wasser aufzunehmen. Es handelt sich um zwei unterschiedliche Reaktionsräume für die Bodenwasserbewegung und den Nährstoffumsatz. Schrumpfrisse werden bevorzugt durchwurzelt und sind deshalb häufig humos gefüllt. Bei ausreichender Befeuchtung ist der N-Umsatz dort vermutlich mehr in Richtung Mineralisation verschoben. Über die Schrumpfrisse kann es aber auch zu einer Verdünnung des Matrixwassers kommen.

Das pflanzenverfügbare Wasserdargebot ist gering (Tabelle 23, S. 85). Bleibt es im Frühsommer/Sommer über längere Zeit trocken, wird der erwartete Ertrag häufig nicht gebildet, so dass trotz empfehlungskonformer N-Düngung N-Überschußsalden zurückbleiben können. Die niedrige Austauschrate des Bodenwassers erlaubt aber, überschüssig zugeführten Stickstoff im Folgejahr noch auszuhagern. Geschieht dies nicht, löst der über mehrere Jahre im Boden akkumulierte Stickstoff nur zeitverzögert hohe Nitratgehalte im Sickerwasser aus.

Das Sickerwasser der Tonmergelrendzina wies mit durchschnittlich 275 mg/l einen hohen Nitratgehalt auf. Auch der N-Austrag lag mit 47 kg/ha*a auf hohem Niveau. Der N-Saldo betrug im dreijährigen Mittel +42 kg/ha und resultiert aus einer nicht ordnungsgemäßen überhöhten N-Düngung. Inwiefern die hohen Nitratgehalte des Sickerwassers auf das beschriebene standörtliche Verlagerungspotential oder die praktizierte überhöhte N-Düngung zurückzuführen ist, kann anhand der zweijährigen Meßreihen des N-Austrages noch nicht eindeutig beantwortet werden.

Die K- und P-Gehalte des Sickerwassers lagen mit 0,005 mg/l o-PO₄-P und 0,44 mg/l K ebenso wie die K- und P-Austräge auf einem für die Gewässer unkritischen Niveau. Dafür verantwortlich ist vornehmlich das hohe P- und K-Sorptionsvermögen der Tonmergelrendzina.

Positivbefunde an PSM-Rückständen in 6 % der untersuchten 98 Wasserproben deuten auf ein geringes standortbedingtes Verlagerungsrisiko für Pflanzenschutzmittel. Die Konzentrationen lagen aber mit Ausnahme einer Wasserprobe (0,11•g/l) unter dem Trinkwassergrenzwert. Damit ist eine Befruchtung der Gewässer mit PSM-Rückständen aus dem Sickerwasser so gut wie nicht zu befürchten. Das Problem ist eher im standörtlichen N-Verlagerungspotential zu suchen.

Schlussfolgernd ist für die Tonmergelrendzinen festzustellen, dass das geringe pflanzenverfügbare

Wasserdargebot und präferentieller Fluss über Schrumpfrisse auch bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung die Absicherung niedriger N-Austräge erschweren werden

Die **tiefgründigen Schwarzerden aus Löß** zeigen ein davon völlig abweichendes Verlagerungsverhalten. Bei einem mittleren Niederschlagsdargebot von 550mm im süd-östlichen Teil des Thüringer Beckens wurden unter Ackernutzung im Mittel von 11 Jahren jährlich nur 11mm Sickerwasser gebildet (Tabelle 23, S. 85). In vier von elf Jahren blieb eine Sickerwasserbildung aus. Tiefwurzler hinterließen Bodenfeuchtedefizite von 165...230 mm, die aus dem Wasserbilanzüberschuss aus Niederschlag und Verdunstung in einem niederschlagsnormalen Winterhalbjahr nicht aufgefüllt werden können. Die Austauschrate des Bodenwassers betrug nur 2%. In der Wurzelzone akkumuliertes oder verlagertes Nitrat kann somit noch mehrere Jahre von der Pflanzenwurzel aufgenommen werden. Empfehlungskonforme N-Düngung vorausgesetzt, besteht dadurch die Möglichkeit, N-Überschüsse im Boden abzubauen und damit die N-Verlagerung zu minimieren. Gleichzeitig erlaubt aber das hohe pflanzenverfügbare Wasserdargebot über die Erzielung hoher und stabiler Erträge die Realisierung niedriger N-Überschußsalden. Bei empfehlungskonformer N-Düngung muß es deshalb nicht zu einer übermäßigen Nmin-Anreicherung in der Wurzelzone kommen. Im Mittel des elfjährigen Untersuchungszeitraumes wurde ein ausgeglichener N-Saldo realisiert. Obwohl das in 2 m Tiefe aus der Wurzelzone austretende Sickerwasser 68 mg/l beinhaltete, war der N-Austrag mit durchschnittlich 1,7 kg/ha*a vernachlässigbar niedrig.

Die übrigen im Wasserspeisungsgebiet verbreiteten Böden nehmen eine Mittelstellung zwischen den auswaschungsgefährdeten flachgründigen Tonmergelrendzinen und den tiefgründigen Schwarzerden aus Löß ein.

Für das aus der Wurzelzone austretende Nitrat ist die Wahrscheinlichkeit eines Abbaus im darauffolgenden Keuper deutlich geringer als in der Auenniederung. Texturinhomogenitäten im Unterboden begünstigen die Ausbildung vorseilender gesättigter Teilvolumenflüsse (fingering flow) und darin gelöster Stoffe. Für den Ablauf einer Denitrifikation sind die Bodenwasserverhältnisse nicht anaerob genug. Eine Boden-Nmin-Tiefenbeprobung erbrachte im Verbreitungsgebiet der Tonmergelrendzinen bis in 5 m Tiefe Nitratanreicherungen von bis zu 7 kg/ha/dm.

4.3. Gesamtbewertung

Aus gewässerverträglicher Sicht besteht in der Auenniederung kein Grund, Acker in Grünland umzuwidmen, wenngleich für eine Revitalisierung der Auenniederung schon wegen dem dafür erforderlichen spezifischen Abfluss- und Überschwemmungsregime Ackernutzung nicht mehr in Frage kommt. Extensive Grünlandnutzung ist für die N-Befruchtung der Gewässer nahezu ohne Bedeutung.

Die Hauptbelastung der Gewässer mit Stickstoff kommt aus den Wasserspeisungsgebieten. Ausgenommen davon sind die dort verbreiteten tiefgründigen Braunerde-Schwarzerden. Gewässerverträgliche Bewirtschaftungskonzepte müssen deshalb vor allem für die Wasserspeisungsgebiete entwickelt und durchgesetzt werden.

5. Schlußfolgerungen für eine gewässerverträgliche Bewirtschaftung des Untersuchungsgebietes im Ist-Zustand

Für die Minimierung der N-Austräge stellt die Einhaltung eines niedrigen N-Überschuss-Saldos ein wesentliches Instrument dar.

Im Konzept "Kritische Umweltbelastung Landwirtschaft (KUL)" definieren ECKERT UND BREITSCHUH (1994) Kriterien für eine umweltverträgliche Landwirtschaft und geben dafür Toleranzbereiche an. Für das Kriterium N-Flächenbilanzsaldo wird der Bereich zwischen -50 kg/ha N und, in Abhängigkeit von der Auswaschungsdisposition, +30...50 kg/ha N als tolerabel unterstellt (ECKERT 1997). Der positive Toleranzbereich ergibt sich aus +30 kg/ha, die die vom Landwirt nicht beeinflussbaren Unwegsamkeiten im Produktionsprozess darstellen und einer darauf aufzusattelnden Spanne von 0...20 kg/ha, die die unvermeidbaren N-Verluste durch Auswaschung umfasst.

5.1. Auenniederung

Die Obergrenze des nach KUL tolerablen N-Überschuss-Saldos sollte unter Zugrundelegung eines unvermeidbaren N-Austrages von 5 kg/ha für die Vegen und Gleye der Auenniederung auf 35 kg/ha herabgesetzt werden. Da das hohe pflanzenverfügbare Wasserdargebot die Realisierung niedriger N-Salden erlaubt, ist auf diesen Standorten auf das Optimum, ausgeglichener N-Saldo plus unvermeidbarer N-Verlust, das bedeutet +5 kg/ha N-Überschuss-Saldo, zu orientieren.

Außerdem ist darauf zu achten, dass die Zufuhr organischer Substanz nicht wesentlich über das notwendige Maß hinausgeht, um Denitrifikationsverluste bei hohen Grundwasserständen im Winter/Frühjahr so gering wie möglich zu halten. Das bedeutet nach KERSCHBERGER UND ECKERT (1994) nicht mehr als eine einfache Reproduktion der organischen Substanz. Ein Verzicht auf Anbau von Leguminosen und Raps wegen ihrer überdurchschnittlich hohen N-Hinterlassenschaft ist auf den Vegen vor dem Hintergrund der niedrigen Austauschrate nicht notwendig. Die Ausbringung von Gülle sollte aus seuchenhygienischen Gründen vermieden werden, weil eine vorauseilende Verlagerung von Mikroorganismen (Bakterien, Viren, Parasiten) über Schumpfrisse bis in das oberflächennahe Grundwasser nicht ausgeschlossen werden kann.

5.2. Wasserspeisungsgebiet

Als Obergrenze des KUL-Kriteriums "N-Saldo" wird für die Tonmergelrendzinen 40 kg/ha vorgeschlagen, weil der unvermeidbare N-Verlust über Auswaschung deutlich höher anzusetzen ist als auf den Böden in der Auenniederung. Die Erzielung des Optimalzustandes, ausgeglichener N-Saldo plus unvermeidbare N-Verluste, ist auf den Rendzinen wegen der begrenzten Ertragssicherheit und der Gefahr einer vorauseilenden Nitratverlagerung über Schrumpfrisse schwieriger als auf den Vegen in der Auenniederung.

Deshalb muss auf diesen Standorten besondere Sorgfalt auf eine durchgängig ordnungsgemäße Bewirtschaftung gelegt werden, wobei der Auswaschungsdisposition in besonderer Weise Rechnung zu tragen ist.

Im Rahmen einer ordnungsgemäßen N-Düngung bedeutet dies:

- Bestimmung der Gesamt-N-Düngermenge und der 1. N-Gabe in Abhängigkeit vom pflanzlichen Bedarf, dem standörtlichen Ertragspotential und dem Boden-Nmin-Gehalt im Frühjahr zuzüglich Zu- und Abschläge (N-Düngeempfehlung nach Stickstoff-Bedarfs-Analyse der TLL)
Präzisierung der 2. und 3. N-Gabe (Qualitätsweizen) durch Pflanzenanalyse
- Splittung der 1. N-Gabe bei hoher N-Düngeempfehlung in eine 1a- und 1b-Gabe (Das trifft nach N-Düngeempfehlung der TLL zu, wenn der Richtwert zur 1.N-Gabe bei Hackfrüchten, Winterraps, Silomais 90...110 kg/ha N und Sommergetreide 50...70 kg/ha N übersteigt (THÄMERT UND KERSCHBERGER 1999). Die 1a-N-Gabe sollte im Vergleich zur 1b-N-Gabe niedriger ausfallen. Damit soll der präferentiellen Nitratverlagerung im Frühjahr bei noch feuchter Bodenmatrix und länger anhaltenden Niederschlägen entgegengewirkt werden.
- Zufuhr N-haltiger Dünger zur Strohdüngung in Abhängigkeit vom Boden-Nmin-Gehalt, um N-Überschußsalden infolge trockenheitsbedingter Ertragsausfälle abzuschöpfen
- Nach Zufuhr N-haltiger Dünger (Gülle, Mineraldünger) zur Strohdüngung unmittelbar danach Einarbeitung in den Boden sicherstellen, um Verlagerung oberflächlich abgelagerter Nährstoffe in die Schrumpfrisse zu vermeiden

Möglicherweise sind darüber hinaus noch zusätzliche Maßnahmen, die dann eine ausgleichspflichtige Einschränkung ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung darstellen, notwendig:

- Begrenzung der Gülleausbringung auf den Zeitraum vom 15.2. bis 31.8.: pflanzenbedarfsgerechte Anwendung während der Vegetationszeit, sonst nur zur Strohdüngung, aber in Abhängigkeit vom Boden-Nmin-Gehalt mit maximal 80 kg/ha Gülle-N.
- Vermeidung von Winterbrache durch Zwischenfruchtanbau mit Umbruch im Spätherbst. Nach Pflugbearbeitung im Frühjahr ist auf diesen tonreichen Böden keine optimale Saatbettbereitung mehr möglich, das pflanzliche Wachstum wäre gehemmt und es würde über eine verminderte Ertragsbildung zu N-Überschußsalden kommen.
- Maisanbau mit Engreihentechnik für eine bessere Ausnutzung des mineralischen Stickstoffs im Boden (PEYKER, 1999)

Die Obergrenze des tolerierbaren N-Saldos ist für die tiefgründigen Braunerde-Tschernoseme mit extrem geringen Auswaschungsverlusten auf 30 kg/ha festzulegen, wobei das Optimum eines nahezu ausgeglichenen N-Saldos bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung leicht realisierbar ist und deshalb auch angestrebt werden sollte. Zusätzliche über eine ordnungsgemäße Bewirtschaftung hinausgehende Maßnahmen sind nicht notwendig. Der Anbau von Zwischenfrüchten ist sogar abzulehnen, weil dies in diesen niederschlagarmen Regionen auf Kosten der pflanzlichen Wasserversorgung der nachfolgenden Hauptfrucht gehen und damit das auf einem hohen pflanzenverfügbaren Bodenwasserdargebot beruhende Ertragspotential dieser Böden geschmälert werden würde.

6. Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse auf das Einzugsgebiet der Unstrut im Thüringer Becken

Die Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse auf das Einzugsgebiet der Unstrut im Thüringer Becken ist bei Vorliegen einer ähnlichen Horizontabfolge und vergleichbaren Wasserverhältnissen möglich.

Nach RAU ET AL. (1995) sind die Böden in den Auenniederungen des Thüringer Beckens vorwiegend aus schluffig-lehmigen bis kalkig-tonigen Holozänsedimenten entstanden. Unter den Auelehmen und -tonen folgen häufig unterschiedlich mächtige Ton- und Torfmudden, die entweder von Sanden und Kiesen unterlagert werden oder in das umgelagerte/anstehende Tongestein übergehen. Diese Horizontabfolge war auch auf den Untersuchungsstandorten in der Unstrutniederung zwischen Altengottern und Thamsbrück gegeben. Auf die in den Nebentälern häufig vorkommenden Auenlehme, die in 1m Tiefe von Solifluktionsschutt und sandig-kiesigem Material unterlagert werden, sind die Untersuchungsergebnisse allerdings nicht übertragbar.

Die für das Speisungsgebiet der Auenniederung dargestellten Untersuchungsergebnisse haben auch für die im Thüringer Becken weit verbreiteten Tonmergelrendzinen und Braunerde-Tschernoseme Gültigkeit.

7. Kriterien für die Beschreibung des standörtlichen Verlagerungspotentials von Auenböden

Die Stoffverlagerung aus der Wurzelzone wird durch das standörtliche Verlagerungspotential und die Bodennutzung bestimmt. Für die Beschreibung des standörtlichen Verlagerungspotentials von Böden in der Auenniederung sind folgende wesentliche Kriterien geeignet:

- Substrat/Gefüge und Substratabfolge
- Gehalt an organischer Substanz
- Standörtliches Bereitstellungsvermögen an pflanzenverfügbarem Bodenwasser
- Austauschhäufigkeit des Bodenwassers/ Sickerwassermenge
- Zusammensetzung des Bodenwassers aus Matrix- und Makroporenwasser
- Grundwasserdynamik/ kapillarer Aufstieg/ Höchst- und Tiefststand des Grundwassers

Substrat und Gefüge bestimmen über die Porengrößenverteilung, die Durchwurzelbarkeit, das pflanzenverfügbare Wasserdargebot, die Wasserhaltefähigkeit, die Zusammensetzung des Bodenwassers aus Matrix- und Makroporenwasser, Stoffumsetzungsprozesse im Boden und auf den Auenböden insbesondere den kapillaren Aufstieg. Die Substratabfolge hat besondere Bedeutung für die Durchgängigkeit oder Unterbrechung des kapillaren Aufstieges, von dem die pflanzliche Wasserversorgung, die Verdunstung, die Sickerwasserbildung und schließlich der Stoffumsatz im Boden abhängt. Die Aufeinanderfolge unterschiedlich texturierter Bodenzonen kann im gesättigten Zustand laterale Bodenwasserflüsse zur Folge haben und unter ungesättigten Bodenwasserverhältnissen die Ausbildung vorauseilender gesättigter Teilvolumenflüsse (fingering flow) auslösen (KNOBLAUCH 1996). Dieser Prozess begünstigt den oberflächennahen Zufluss aus Auenniederungen in die Oberflächengewässer. Das trifft auf die Vegen und Vega-Gleye im Untersuchungsgebiet nicht zu, könnte aber für die in den Nebentälern der Unstrut vorkommenden Auenlehme, die ab 1m Tiefe von sandig-kiesigem Material unterlagert werden, von Bedeutung sein.

Der *Gehalt an organischer Substanz und das C/N-Verhältnis* sind chemische Kennwerte, die über die mikrobielle Aktivität im Boden und das Immobilisations- bzw. Mineralisierungspotential Auskunft geben. In Verbindung mit dem Substrat lässt der Gehalt an organischer Substanz Rückschlüsse auf das Sorptionsvermögen zu. Der Humusgehalt der im Altengotternschen Ried vorkommenden Ton-Schwarzgleye lag mit bis zu 9 % deutlich über den der Vegen, die mit 3 % ähnliche Werte wie die der Böden im Speisungsgebiet aufwiesen. Im Gegensatz zu den mineralischen Auenböden weisen Niedermoore weitaus höhere Gehalte an organischer Substanz (>30 %) auf. Anthropogen unbeeinflusste Hoch- und Niedermoortorfe zeichnen sich durch Humusgehalte >70 % aus (TREPEL UND BODE 1999). Die Niedermoore Nordostdeutschlands sind in der Regel mineralwassergespeist, haben ein enges C/N-Verhältnis von 20/10:1 und sind meist N-reich (MERBACH 1994). Durch Entwässerung dieser Niedermoorböden kommt es über einen raschen Abbau der organischen Substanz zu N-Mobilisierungen, die bis zu 1000 kg/ha *a betragen können (SCHEFFER 1977). In dieser Hinsicht verhalten sich mineralische Auenböden völlig anders als Niedermoorböden.

Das *standörtliche Wasserbereitstellungsvermögen* nimmt Einfluß auf die Ertragssicherheit und damit auf die Realisierbarkeit niedriger N-Überschußsalden. In Gebieten mit geringem Niederschlagsaufkommen, wie im mitteldeutschen Trockenraum, hängt die Ertragsbildung wesentlich vom pflanzenverfügbaren Bodenwasserdargebot ab. In Auenniederungen trägt kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser dazu bei, die Wasserversorgungssituation zu verbessern. Das standörtliche Wasserdargebot und das pflanzliche Wasseraufnahmevermögen bestimmen die Verdunstung, das Bodenfeuchtedefizit und damit die Höhe der Abflussmenge in das Grundwasser.

Die *Austauschhäufigkeit des Bodenwassers* ergibt sich aus der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes geteilt durch die Sickerwassermenge und beschreibt, wie oft oder zu welchem Anteil das Bodenwasser der Wurzelzone mit den darin gelösten Stoffen durch neu hinzutretendes Niederschlagswasser ausgetauscht wird. Bei niedrigen Austauschraten (deutlich <100 %) verweilen Nähr- und Schadstoffe länger in der Wurzelzone und können durch Sorption, Abbau- und Umbauprozesse sowie pflanzlichen Entzug vor einer Verlagerung bewahrt werden. So sind beispielsweise Jahres-N-Überschußsalden im Folgejahr noch durch pflanzlichen N-Entzug abbaubar. Bei immer wiederkehrenden Jahres-N-Überschußsalden begünstigen niedrige Austauschraten dafür aber auch das Entstehen hoher Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Hohe Austauschraten (>100 %) bedeuten hohe Verlagerungsgefahr für die im Bodenwasser enthaltenen Stoffe.

Makroporen stellen bevorzugte Fließbahnen dar, durch die über einen kurzen Zeitraum Wasser und darin enthaltene Stoffe über eine größere Distanz verfrachtet werden können. Ein Wasser- und Stoffaustausch mit der Bodenmatrix ist aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeit stark eingeschränkt. Verlagerungsgefährdet sind oberflächlich abgelagerte Stoffe, wenn sie mit dem Niederschlagswasser bis in die Makropore gelangt sind, genauso gut aber auch das aus der Matrix austretende Bodenwasser. Wenn das in die Makroporen strömende Niederschlagswasser wenig stoffbefrachtet ist, kann es auch zu einer Verdünnung des Matrixwassers kommen. In der Auenniederung ist präferentieller Fluss begünstigt, weil das Makroporenwasser nur eine kurze Distanz zwischen Geländeoberkante und Grundwasseroberfläche zu überwinden braucht. Auch bei noch ungesättigter Bodenmatrix kann es nach Starkniederschlägen zu vorauseilenden Flüssen kommen. Auf stark tonhaltigen Böden, wie sie in den Auen der Unstrut häufiger vorkommen, ist dieser Prozess begünstigt, weil die kapillare Leitfähigkeit auch im trockenen Zustand zu gering ist, um die in einem kurzen Zeitraum durch die Makropore fließende Wassermenge vollständig aufzunehmen.

Eine *Beeinflussung der Stoffverlagerung durch das Grundwasser* ist dann gegeben, wenn zumindest der untere Bereich der Wurzelzone zeitweilig wassergesättigt ist. Ausgenommen davon ist kapillarer Aufstieg, für den das Grundwasser auch noch tiefer liegen kann. Das Grundwasser nimmt auf die genannten Kriterien Einfluß, indem es die pflanzliche Wasserversorgung verbessert und damit die Verdunstung erhöht, die Fließstrecke des Bodenwassers verkürzt und die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers erhöht. Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser trägt zwar im Winterhalbjahr zur Auffüllung des Bodenfeuchtedefizits bei. Das bedeutet aber nicht, dass dadurch die Sickerwassermenge zunimmt. Der kapillare Aufstieg wirkt zeitweise dem Sickerwasserfluss entgegen, weil auch nach Erreichen von Feldkapazität in der ungesättigten Zone das Potentialgefälle zur Grundwasseroberfläche immer noch so groß ist, dass das Grundwasser bestrebt ist, kapillar aufzusteigen. Der Grenzwert der Bodenwassersaugspannung, ab dem ein Abfluss in das Grundwasser stattfindet, liegt deutlich niedriger als bei Feldkapazität. Daran wird sichtbar, dass das Wasserhaltevermögen und die vor Beginn einer Abflussbildung in das Grundwasser notwendig aufzufüllende Wassermenge höher ist als auf

grundwasserfernen Standorten. Dieser Effekt wird maßgeblich durch das Substrat und die Substratabfolge in der Wurzelzone bestimmt.

Es ergeben sich aber noch andere Auswirkungen auf die Stoffverlagerung. Mit der zeitweisen Schaffung anaerober Verhältnisse in der Wurzelzone kommt es zu einer Beeinflussung von Sorptions-, Abbau- und Umsatzprozessen, in deren Folge Stoffe in Lösung gehen oder in den gasförmigen Zustand versetzt werden. Ein wesentlicher Prozess ist die Denitrifikation, die in schluffig-lehmigen Substraten schon im oberflächennahen Grundwasserbereich zu einem fast vollständigen Nitratabbau führen kann. Die unter anaeroben Verhältnissen häufiger beobachtete Mobilisierung von Phosphat hängt im wesentlichen vom pH, von der Ionenzusammensetzung der Bodenlösung, dem P-Gehalt und dem Gehalt an organischer Substanz ab. Der im oberflächennahen Grundwasserbereich der schwach schluffig-tonigen Gleye bei einem leicht basischen pH nachgewiesene erhöhte o-PO_4 -Gehalt ist vermutlich auf eine Komplexierung der P-Bindungspartner durch Huminstoffe oder ein In-Lösung-Gehen von Fe-Vivianit zurückzuführen (vgl. S. 39). Möglicherweise ist es aber auch über eine Umwandlung von Fe(III)-Phosphaten zu FeS zu einer Phosphat-Freisetzung gekommen. In sauren Niedermooren stammt der erhöhte o-PO_4 -Gehalt oft aus der Reduktion von Fe(III)-Phosphaten (AUSBORN ET AL. 1997). Bei wechselnd basisch-saurem pH-Milieu in Niedermooren wurde der unter anaeroben Verhältnissen fehlende P-Gehalt der Bodenlösung darauf zurückgeführt, dass das Phosphat-Ion nach einer Lösung aus Fe-Oxiden eine Bindung mit Ca eingegangen ist (GENSIOR UND ZEITZ 1997). Unter anaeroben Bedingungen kann in organogenen Substraten, wie sie in Niedermooren vorliegen, auch NH_4 durch Ammonifikation gebildet werden (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 1998). Dieser Prozess war auch auf den Vegen und Gleyen der Unstrutniederung im Übergangsbereich von den mineralischen Sedimenten zu den Ton- und Torfmudden zu beobachten (vgl. S. 74ff.). Besonders intensiv lief die Ammonifikation in den Tonmudden bei C/N-Verhältnissen um 10 ab.

Kriterien des nutzungsbedingten Verlagerungspotentials sind Nutzungsform, Nährstoff-Saldo, Düngerart und Düngungszeitpunkt, Fruchtart und Fruchtfolge. Ihr Einfluß auf die Stoffverlagerung ist in zahlreichen Veröffentlichungen dokumentiert (z.B. FREDE ET AL. 1997, HENNINGS 1997).

8. Auswirkungen von Entwicklungsalternativen, die auf eine Revitalisierung der Auenniederung zielen, auf das Stoff-Verlagerungspotential

Im Verbundprojekt "Unstrutrevitalisierung" wurden aus gewässerökologischer, wasserwirtschaftlicher, naturschutzfachlicher und landwirtschaftlicher Sicht fünf verschiedene Entwicklungsalternativen für die Unstrut und ihre Aue hergeleitet. Während die landwirtschaftlich ausgerichteten Entwicklungsalternativen 2 und 3 unter Beibehaltung des bestehenden eingedeichten Unstrutlaufes auf eine nachhaltige Landnutzung zielten, waren die Entwicklungsalternativen 4 bis 6 mit einer Entfesselung des Unstrutlaufes und einer damit verbundenen regelmäßigen Überschwemmung der Aue auf gewässerökologische und naturschutzfachliche Ziele ausgerichtet.

Für die *Entwicklungsalternative 2³ (ANP1)* trifft das im Kapitel 4.1 beschriebene standort- und nutzungsbedingte Verlagerungspotential zu. Die Entwicklungsalternative 2 beinhaltet nur geringfügige Änderungen in der Landnutzung und keine Eingriffe in das Wasserregime. Das bereits im Randbereich des Altengotternschen Riedes etablierte Grünland wird um 12 ha erweitert.

Extensives Grünland hatte auf dem Vega-Gley im Altengotternschen Ried im Mittel von zwei Untersuchungsjahren nur einen N-Austrag von 2 kg/ha zur Folge, obwohl das Grundwasser während der Abflussperiode lediglich 50 cm uGOK lag und damit eine hohe Austauschrate des Bodenwassers gegeben war. Ursachen dafür sind im nutzungsbedingt niedrigen N-Verlagerungsrisiko von Grünland und in einem nur leicht positiven N-Saldo zu suchen. Unter Grünland vollzieht sich der N-Umsatz langsamer (SAUERBECK 1991). Hohe Gehalte an organischer Substanz mit weitem C/N-Verhältnis begünstigen die Immobilisation (BAEUMER 1992) und sichern damit niedrige Rest-Nmin-Gehalte im Boden vor Winter ab. Der geringfügig positive N-Saldo resultiert aus einer niedrigen N-Zufuhr über tierische Exkrememente der Weidetiere (Tierbesatz 0,9 GV/ha) und einem niedrigen Grünlandertrag.

Auch auf den Vegen war unter Ackernutzung nur ein N-Austrag von durchschnittlich 6 kg/ha zu verzeichnen. Ebenso stellen die nur sehr geringen Positivbefunde an PSM-Rückständen im oberflächennahen Boden- und Grundwasser das niedrige nutzungsbedingte Stoffverlagerungsrisiko unter Beweis. Wenn auch aus Gründen einer Revitalisierung der Auenniederung eine Umwidmung von Acker in Grünland erforderlich ist, besteht aus gewässerverträglicher Sicht beim gegenwärtigen Wasserregime dafür kein Anlass.

In den *Entwicklungsalternativen 3...5* wird das Stoffverlagerungspotential der Böden in der Auenniederung und damit auch der Grünlandnutzung im wesentlichen durch Änderungen der Grundwasserdynamik (SOMMER UND LUCKNER 2000) und dem Eintreten von Überflutungen (NEFF UND REISINGER 2000) beeinflusst.

³ Die Entwicklungsalternative 1 stellt den Referenzzustand dar.

Die für den Ist-Zustand ermittelten Ergebnisse sind nur mit Vorbehalt auf die in den Entwicklungsalternativen veränderten Bodenwasserverhältnisse übertragbar. Trotzdem lassen sich einige grundsätzliche Aussagen ableiten.

Mit dem Anstieg des Grundwassers ergeben sich gegenläufige Effekte für das Stoffverlagerungspotential.

- Die Fließstrecke für vorauseilenden Fluss über Makroporen wird kürzer. Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers nimmt aufgrund kürzer werdender Fließstrecke zu. Daraus könnte sich eine erhöhte Stoffverlagerungsgefahr ableiten.
- Gleichzeitig nimmt der kapillare Aufstieg und die Verdunstung zu. Letzteres hängt wesentlich davon ab, wie lange der Bewuchs eine transpirationsaktive Blattoberfläche aufweist und wie groß der Blattflächenindex während der Vegetationszeit ist. Mit der Zunahme des kapillaren Aufstieges verbessert sich die pflanzliche Wasserversorgung, wodurch über stabile und besser kalkulierbarere Erträge und N-Entzüge niedrige N-Überschuss-Salden realisiert werden. Damit ist eine wesentliche Voraussetzung für niedrige Rest-N_{min}-Gehalte im Boden gegeben. Nach Berechnungen mit dem Modell HYDRUS kann auf den Gleyen der Unstrutniederung von einer optimalen Wasserversorgung der Grasnarbe ausgegangen werden, wenn das Grundwasser nicht tiefer als 1 m uGOK abfällt.
Das innerhalb der ungesättigten Zone verlagerte Nitrat gelangt über kapillaren Aufstieg wieder in den oberen Bereich der Wurzelzone, wodurch die Verlagerungsneigung abgeschwächt wird.
Kapillarer Aufstieg wirkt zeitweilig dem Abfluss entgegen, weil das Potentialgefälle zwischen Grundwasseroberfläche und ungesättigter Zone auch nach Erreichen von Feldkapazität noch so groß ist, dass das Grundwasser bestrebt ist, kapillar aufzusteigen.
- Mit der Schaffung anaerober Verhältnisse bis in die obere Wurzelzone werden reduktive Nitratabbauprozesse begünstigt. Das mindert die N-Befruchtung in die Gewässer. Einen Beweis für das hohe Denitrifikationspotential der wassergesättigten Wurzelzone liefern die unter den gegenwärtigen Grundwasserverhältnissen erzielten Messergebnisse (Abb. 36). Unabhängig davon, ob das Bodenwasser in 50 cm Tiefe viel oder wenig Nitrat enthielt, war nach Eintreten anaerober Bedingungen ein rascher Rückgang der Nitratgehalte zu verzeichnen. Die damit einhergehende Zunahme der Nitritgehalte deutet auf den Ablauf einer Denitrifikation. Dies war auf dem Grünland 1 eher der Fall, weil das Grundwasser früher die oberflächennahe Wurzelzone erreicht hatte und zu diesem Zeitpunkt noch günstige Temperaturbedingungen für die Denitrifikation bestanden haben. Die vergleichende Betrachtung der Nitrat- und Nitritgehalte des Boden- und oberflächennahen Grundwassers bis in 2 m Tiefe zeigte darüber hinaus, dass es zwar eine gewisse Nitratverlagerung bis in diese Tiefe gegeben hat, sich danach aber ein fast vollständiger Abbau vollzog und damit auch keine Nitratbefruchtung des tieferen Grundwassers zu befürchten war.

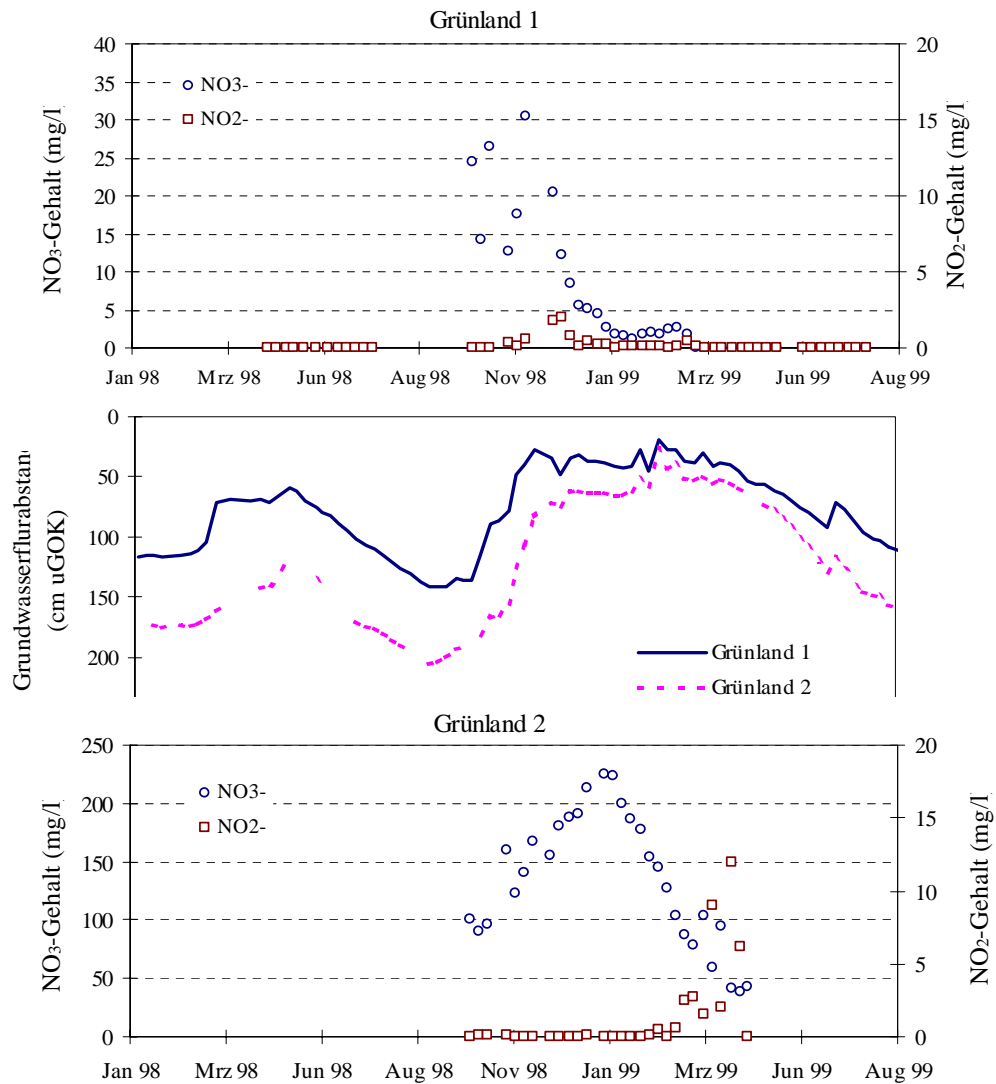


Abb. 36: Verlauf der Nitrat- und Nitritgehalte im oberflächennahen Bodenwasser auf dem Vega-Gley im Altengotterschen Ried mit extensivem Grünland
Grünland 1: extensives Grünland, sieben Jahre nach Umwidmung aus Ackerland
Grünland 2: extensives Grünland mit Luzernegras, zwei Jahre nach Umwidmung aus Ackerland

- Mit der Begünstigung der Denitrifikation wird zwar die Befruchtung der Gewässer minimiert, dafür steigen aber die gasförmigen N-Verluste in die Atmosphäre an. Die Höhe der gasförmigen N-Verluste wird durch die Nitratmenge im Boden bestimmt, die im wesentlichen durch die Bewirtschaftung beeinflusst wird. Von der Höhe des Grundwasseranstieges in die Wurzelzone hängt es ab, welcher Anteil der in der Wurzelzone enthaltenen Nitratmenge unter anaerobe Bedingungen gelangt und nach der Reduktion zu N_2O / N_2 ausgasungsgefährdet ist.

Während N_2 nur eine N-Anreicherung der Atmosphäre bewirkt, handelt es sich bei N_2O um ein reaktives Gas, das am Ozonabbau beteiligt ist. Die Minimierung der N_2O -Emission ist deshalb ein wichtiges Umweltqualitätsziel. Günstige Bedingungen für eine N_2O -Bildung bestehen bei Bodenwassergehalten nahe Feldkapazität, weil die Nitrifikation gerade noch möglich ist und die Denitrifikation einzusetzen beginnt. N_2O ist Reaktionsprodukt beider Prozesse. Nach vollständiger Wassersättigung läuft nur noch die Denitrifikation ab und NO_3^- wird im Boden über N_2O vollständig bis zum N_2 reduziert. In diesem Sinne könnte das bis an die Geländeoberkante ansteigende Grundwasser dazu beitragen, dass die Denitrifikation bis zum Endprodukt N_2 zuungunsten einer N_2O -Produktion abläuft. Einer erhöhten N_2O / N_2 -Freisetzung nach Wiedererwärmung im Frühjahr wirkt der pflanzliche Entzug durch die Grasnarbe entgegen. Die Nitrifikation kann erst dann einsetzen, wenn der Grundwasserpegel absinkt und in der Wurzelzone Feldkapazität erreicht wird. Das Wachstum der Grasnarbe und der damit verbundene Nährstoffbedarf kann schon vorher beginnen (ADOLF & BISCHOFF 1990), wodurch für die Denitrifikanten schon zeitig eine Konkurrenz durch die Pflanzenwurzel entsteht. HERMSMEYER UND VAN DER PLOEG (1996) geben für grünlandgenutzte Auenböden maximale Denitrifikationsraten von bis zu 50 kg/ha*a an und führen dies im wesentlichen auf geringe Grundwasserflurabstände, hohe Gehalte an organischer Substanz (7...17 %) und eingeschränkte Sauerstoffdiffusion ins Innere der durch Grünlandnutzung etablierten stabilen Krümelaggregate zurück. Im Vergleich hierzu ermittelten WEBSTER UND DOWDELL (1982) für extensives Grünland auf einem grundwasserfernen Tonboden einen N_2O -Ausstoß von 0,8...1,0 kg/ha und schätzen, dass der gasförmige Gesamt-N-Verlust 10 mal höher liegt. Eine wichtige Bestimmungsgröße für den N_2 / N_2O -Ausstoß in der zu revitalisierenden Auenniederung wird die sich unter den verschiedenen Pflanzenbeständen (Grünland, Sukzession) entwickelnde Art und Menge an organischer Substanz sein.

- Anaerobe Bodenwasserverhältnisse wirken sich aber auch noch auf andere in der Bodenlösung enthaltene Ionen aus und verändern damit die Beschaffenheit des Abflusses. Wesentliche Einflussgrößen sind der pH-Wert, die Ionenzusammensetzung der Bodenlösung, der Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz, die Ausstattung mit Sorbenten und anderen Bindungspartnern, die Temperatur und schließlich die Dauer anaerober Bodenwasserverhältnisse. Eine prognostische Bewertung ist aufgrund der Komplexität der auf die bodenchemischen Reaktionen einwirkenden Parameter kaum möglich. Selbst die in dieser Hinsicht häufiger untersuchten Niedermoore verhalten sich bei Wiedervernässung sehr unterschiedlich. GENSIOR UND ZEITZ (1997) fanden heraus, dass die Gesamt-Ionenkonzentration in einer Bodenzone, deren pH-Wert im jahreszeitlichen Verlauf zwischen 2,5 bis 8,6 schwankte, sechs Monate nach Wiedervernässung drastisch zurückging. Das betraf die Ionen Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn, As, Nitrat und Sulfat. Dieser Befund beruht

vermutlich auf einer Bildung von Metallsulfiden und Ca-Salzen. Letztere werden für die nicht mehr in der Bodenlösung vorkommenden Phosphat-Ionen verantwortlich gemacht. Unter den vorherrschenden anaeroben Verhältnissen und dem niedrigen pH war eine Mobilisierung von an Fe gebundenen Phosphaten erwartet worden. TREPEL UND BODE (1999) konnten dies auf sauren Niedermoorböden mit hohem Grundwasserstand anhand hoher Gehalte wasserextrahierbaren Phosphors nachweisen. Sie führen diese Ergebnisse auch auf den für organogene Böden typisch hohen Gesamt-P-Gehalt zurück. Ebenso konnten auch AUSBORN ET AL. (1997) für staunasse, saure Moormarschböden einen deutlichen Anstieg der Phosphat-Gehalte im Interflow und oberflächennahen Grundwasser als Folge einer durch Wassersättigung hervorgerufenen reduktiven Phosphat-Freisetzung aus Fe(III)-Oxiden feststellen. Ihrer Auffassung nach kann sich im Winterhalbjahr das für die Phosphat-Remobilisierung notwendige niedrige Redoxpotential aufgrund der niedrigen Temperaturen erst nach einem langen Zeitraum einstellen. Bei anhaltend anaeroben Verhältnissen bis in das Frühjahr hinein, ist nach Anstieg der Bodentemperaturen bis auf 20 EC mit einem raschen Abfall des Redoxpotentials zu rechnen, wodurch es zumindest anfänglich zu einem verstärkten P-Austrag kommen kann.

- Hochwasserereignisse rufen nicht nur anaerobe Bodenwasserverhältnisse hervor, sondern führen auch zu einer Stoffbefruchtung der Aue. Das relative Maximum der Schwebstoffkonzentration tritt bei anwachsender Flutwelle, das absolute Maximum der Sedimentablagerung bei beharrenden Wasserständen auf (DVWK 1998). Erst wenn die Fließgeschwindigkeit unter 0,5 m/s absinkt, können die Feststoffe nicht mehr in der Wasserphase in Bewegung gehalten werden und sedimentieren (DVWK 1998). Vom Relief und damit auch der Art des Bewuchses hängt der mechanische Widerstand für das Auskämmen von festen Partikeln aus der Hochwasserwelle ab. SCHWARTZ ET AL. (1997) ermittelten für das Elbe-Deichvorland am Elbkilometer 667 aus einer 24-stündigen Hochwasserwelle eine Sedimentationsfracht von 50 g/m². Damit verbunden war eine Nährstoffzufuhr von 1,45 kg/ha N, 0,55 kg/ha P, 7,6 kg/ha K, es kam aber auch zu beträchtlichen Schwermetallbefruchtungen von 100 g/ha Zn, 20 g/ha Pb und 40 g/ha Cr. Je geringer der Wassergehalt des Bodens vor dem Durchzug einer Hochwasserwelle, desto mehr kann von den in der Hochwasserwelle mitgeführten Stoffen durch mechanische Filterung, Adsorptions- und Umsatzprozesse in die ungesättigte Bodenzone verfrachtet werden.

Die *Entwicklungsalternative 3 (ANP 2)* zielt auf die teilweise Revitalisierung des Altengotternschen Riedes. Durch den Anstau des nord-süd verlaufenden Nebenkanals in der Variante 3.1. steigt die Druckspiegelhöhe im Kernbereich um 40cm, im Randbereich aber nur um 20cm (SOMMER UND LUCKNER 2000). Im gesamten Altengotternschen Ried ist extensives Grünland vorgesehen (ANP2). Wird unterstellt, dass ein Anstieg der mittleren Druckspiegelhöhe eine dementsprechende Abnahme des Grundwasserflurabstandes zur Folge hat, ist aufgrund des nur geringen Grundwasseranstieges keine wesentliche Änderung für das Stoffverlagerungsrisiko im Vergleich zum Ist-Zustand des extensiven Grünlandes zu erwarten. Das Stoffverlagerungsrisiko unter extensivem Grünland bleibt niedrig. Durch die in Variante 3.2. zusätzlich zum Kanalanstau vorgesehene Verlegung des Welsbaches in das Altengotternsche Ried stellen sich völlig andere Wasserverhältnisse ein. Der Grundwasserpegel fällt im Kernbereich nicht mehr unter 50 cm uGOK und im Randbereich nicht mehr unter 90 cm uGOK. Teile des Kernbereiches können dauerhaft überstaut sein. Damit tritt der vorteilhafte Effekt einer ausreichenden Wasserversorgung der Grasnarbe ein, wodurch bei maximal ertragskonformer N-Düngung niedrige N-Salden und Rest-Nmin-Gehalte im Boden verbleiben. Obwohl auch die Austauschrate des Bodenwassers drastisch ansteigt, ist davon auszugehen, dass die Verlagerung von Nitrat in das Grundwasser vernachlässigbar sein wird, weil nach Anstieg des Grundwassers bis nahe Geländeoberkante der gesamte Wurzelraum anaerob wird und das darin enthaltene Nitrat zu N_2O/N_2 reduziert werden kann. Da aber unter extensivem Grünland bei ausgeglichenen N-Salden niedrige Rest-Nmin-Gehalte im Boden verbleiben, dürfte der Anstieg gasförmiger N-Verluste nicht allzu groß ausfallen. Andererseits lassen die hohen Humusgehalte der hier verbreiteten Gleye (>7%) nach Erhebungen von HERMSMEYER UND VAN DER PLOEG (1996) eine erhöhte Neigung zur N_2/N_2O -Bildung erwarten. Problematisch könnte die Nährstoffbefruchtung des Welsbaches aus den Kotstellen der Weidetiere sein, wenn das Grundwasser über die Gelände-Oberkante ansteigt, was bei einer Anhebung um mehr als 90cm im Vergleich zum Ist-Zustand in größeren Arealen um den Kernbereich der Fall sein wird und dann oberflächlich dem Welsbach zuströmt.

Bei der *Entwicklungsalternative 4* mäandriert die Unstrut zwischen Altengottern und Thamsbrück im Großengotternschen Ried (NEFF UND REISINGER 2000). Während bei der Variante 4.1 bei noch angebundenem Altarm die Grundwasserverhältnisse im Altengotternschen Ried dadurch noch unverändert bleiben, kommt es in der Variante 4.2 durch Verfüllung des Altarmes sowie Anstau von Gräben und Kanal, sowohl im Altengotternschen als auch im Großengotternschen Ried zu einer Anhebung des Grundwassers um 50...70 cm (SOMMER UND LUCKNER 2000). Damit sind für das Grünland im Altengotternschen Ried mit Grundwassertiefstständen von 70cm uGOK optimale Bedingungen für die Wasserversorgung und Aufwuchsleistung der Grasnarbe gegeben. Die mit 1,4 GV/ha zugeführte N-Menge kann verwertet werden und niedrige N-Überschußsalden sind auch bei diesem im Vergleich zum Ist-Zustand erhöhten Viehbesatz realisierbar. Damit ist auch die Gewähr gegeben, dass niedrige Boden-Nmin-Gehalte zurückbleiben, die nach Anstieg des Grundwassers bis an bzw. über die Geländeoberkante keine Gefahr für die Gewässer und auch nur eine geringe Befruchtung der Atmosphäre mit gasförmigen N_2O/N_2 erwarten lassen. Auch im nördlichen Teil des Großengotternschen Riedes ist die Entwicklung halboffener Auenlandschaften durch Beweidung mit 0,6 GV/ha unkritisch für die N-Verlagerung aus der Wurzelzone.

Die bis an die Geländeoberkante wirkenden anaeroben Verhältnisse werden Änderungen in der Ionenzusammensetzung der Bodenlösung hervorrufen. Möglicherweise kommt es zu einer geringen Phosphatlösung (vgl. S. 39ff.). Zumindest lagen die $o-PO_4$ -Gehalte im oberflächennahen Grundwasserbereich unter dem Einfluß reduzierender Verhältnisse mehrfach höher als in der

ungesättigten Zone. Die Maximalwerte der o-PO₄-Gehalte überstiegen aber kaum 0,06 mg/l.

In der *Entwicklungsalternative 5 "gewässerökologisch und naturschutzfachlich"* mäandriert die Unstrut im Unterschied zur Entwicklungsalternative 4 über eine längere Strecke zwischen Bollstedt und Thamsbrück im Großengotternschen Ried (NEFF UND REISINGER 2000). Im Altengotternschen Ried verbessert sich die Wasserversorgung des Grünlandes mit einem Anstieg des Grundwassers um 20 cm. Das Grundwasser wird im Sommer trotzdem noch unterhalb 1m uGOK abfallen, wodurch zumindest nicht durchgängig eine optimale Wasserversorgung gegeben sein wird. Mähwiesenutzung mit einer mineralischen N-Düngung von maximal 60 kg/ha N dürfte aber der Ertragsleistung der Grasnarbe angepasst sein.

Die auf den Prozessschutz zielende Unterbeweidung des nördlichen Teiles des Großengotternschen Riedes bleibt mit einem Tierbesatz von 0,6 GV/ha auch in dieser Entwicklungsalternative unkritisch für das Grundwasser.

In den *Entwicklungsalternativen 4..6* wirkt die Auenniederung als Retentionsraum für die Hochwasserwelle. Nach NEFF UND REISINGER (2000) ist im Untersuchungsgebiet in Abständen von 1,67 Jahren mit einer 1...3 Tage andauernden Überflutung der Auenniederung zu rechnen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit tritt dieses Ereignis im Zeitraum von Dezember bis März ein. Aufgrund des weit ausladenden, ebenen Geländes ist ein großer Teil der Auenniederung von der Hochwasserwelle betroffen, unabhängig davon, ob es sich um ein HQ₅ oder ein HQ₁₀₀ handelt (NEFF UND REISINGER 2000). In Abhängigkeit von den Geländehöhen und der Intensität des Hochwasserereignisses ergeben sich Fließtiefen von 1 bis 2 m. In Bereichen mit größeren Fließwassertiefen, wie sie in den beiden Riedbereichen zu erwarten sind, können vorübergehende Stillwasserzonen mit geringen Fließgeschwindigkeiten von 0,5...1 m/s entstehen (NEFF UND REISINGER 2000). Für das Untersuchungsgebiet bedeuten diese Annahmen, dass sowohl der flussnahe Auenbereich als auch die entfernter vom Fluss gelegenen Riedbereiche mit Sedimenten aus der Hochwasserwelle befrachtet werden können. Nach Angaben des DVWK (1998) werden Feststoffe erst dann abgelagert, wenn die Fließgeschwindigkeit einen bestimmten Wert unterschreitet. Bei faul- und sinkstoffführendem Wasser ist dies für $v < 0,3$ und bei sandführendem Wasser für $v < 0,5$ der Fall. Somit wäre in den beiden Riedbereichen eine Sedimentation denkbar. Begünstigt wird der Rückhalt fester Partikel durch die Auskämmeleistung des Bewuchses. Das trifft sowohl für das Dauergrünland als auch für die Sukzessionsflächen zu. Da aber keine Angaben über die Schwebstoffkonzentration der Hochwasserwelle vorliegen und der Sedimentrückhalt von einer Vielzahl von Faktoren abhängt, bleibt die zu erwartende Sedimentfracht und der Stoffrückhalt in der Aue nach dem Durchgang einer Hochwasserwelle ungewiss und sollte in weiteren Untersuchungen bestimmt werden.

9. Zusammenfassung

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, in einem ausgewählten Einzugsgebiet der Unstrut das standörtliche Verlagerungspotential von Böden in der Auenniederung und ihrem Speisungsgebiet zu kennzeichnen, den Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf den Nähr- und Schadstoffaustrag zu ermitteln, daraus Empfehlungen für eine gewässerverträgliche Bewirtschaftung abzuleiten und prognostisch die Auswirkung eines im Sinne der Auenrevitalisierung veränderten Wasserregimes auf die Stoffverlagerung zu bewerten.

Die Untersuchungen wurden im Zeitraum von 1997...1999 in einem Flusseinzugsgebiet der Unstrut zwischen den Ortslagen Altengottern und Thamsbrück durchgeführt. Bei den Untersuchungsstandorten handelte es sich in der Auenniederung um zwei Vega-Gleye mit extensiver Grünlandnutzung und eine Gley-Vega mit Ackernutzung, die die dort verbreiteten Leitbodenformen Lehm-Vega und Ton-Schwarzgley repräsentativ vertreten. Das Wasserspeisungsgebiet ist hinsichtlich der Bodenformen vielgestaltiger. Neben geringmächtigen Mergelrendzinen und Pelosolen kommen tiefgründige Braunerde-Tschernoseme aus Löß/Keuper und Parabraunerden vor. Die Untersuchungen erstreckten sich auf eine Tonmergelrendzina, die die größte Stoffverlagerungsgefahr erwarten ließ.

Für die Ermittlung der Stoffverlagerung aus der Wurzelzone dienten Lysimetermessungen und Modellberechnungen. Bei den Lysimetern handelte es sich um monolithisch befüllte Behälter mit einer Oberfläche von 2 m² und einer Tiefe von 1,3...2,5 m, entsprechend den maximalen Durchwurzelungstiefen. In der Auenniederung war eine besondere Bauart notwendig, um den Einfluß des Grundwassers auf den Wasserhaushalt und den Stoffumsatz berücksichtigen zu können. Begleitende Untersuchungen erstreckten sich auf die Bestimmung der bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften sowie der Erfassung der Erträge und Nährstoffsalden. Auf den Untersuchungsstandorten in der Auenniederung erfolgte darüber hinaus die Messung der pflanzlichen Bodenfeuchteausschöpfung und der Grundwasserdynamik.

Folgende Ergebnisse wurden erzielt:

1. Die *jährliche Sickerwasserrate* betrug im Mittel von zwei Untersuchungsjahren auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland 78 mm, auf der Gley-Vega unter Ackernutzung 44 mm und auf der Tonmergelrendzina im Wasserspeisungsgebiet 76mm. Es handelte sich um ein geringfügig zu trockenes und ein überdurchschnittlich feuchtes Jahr. Unter niederschlagsnormalen Verhältnissen findet auf der Gley-Vega unter Ackernutzung kaum ein Abfluss in das Grundwasser statt. Die im Untersuchungszeitraum ermittelten *Austauschraten des Bodenwassers* betragen auf den ackergenutzten Standorten Gley-Vega und Tonmergelrendzina 27 und 32 % und zeigen, dass während eines Winterhalbjahres nur ein Teil des Bodenwassers mit dem darin gelösten Stickstoff aus der Wurzelzone verdrängt wird und der andere im Folgejahr noch von der Pflanze aufgenommen werden kann. Auf dem grünlandbewirtschafteten Vega-Gley weist dagegen die Austauschrate von 66 % daraufhin, dass es zu einem vollständigen Austauschprozess kommen kann.

2. Die *mittleren Nitratgehalte* des in das Grundwasser der Auenböden eintretenden Sickerwassers betragen auf der Gley-Vega unter Ackernutzung 58 mg/l und auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland 8 mg/l. Während im trockenen Jahr 1997/98 auf der ackergenutzten Vega eine Abflussbildung ausblieb, wurden 1998/99 12 kg/ha N in das Grundwasser verlagert. Extensives Grünland hatte auf dem Vega-Gley im Mittel von zwei Jahren nur einen N-Austrag von 1,3 kg/ha zur Folge.

Im Unterschied zu den Böden in der Auenniederung wies das Sickerwasser der Tonmergelrendzina mit 278 mg/l einen mehrfach höheren Nitratgehalt auf. Dementsprechend hoch lag auch der N-Austrag mit durchschnittlich 47 kg/ha*a.

3. *Ursachen für diese unterschiedlichen N-Austräge* sind sowohl in der Bewirtschaftung als auch im standörtlichen Verlagerungsrisiko zu suchen.
- Der niedrige N-Austrag auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland ist im Zusammenhang mit der fehlenden bodenvermischenden und -belüftenden Bearbeitung, dem erhöhten Immobilisationspotential durch Zufuhr von Wurzelbiomasse im Oberboden und einem nur geringfügig positiven N-Saldo zu sehen. Von der Ackernutzung war sieben und acht Jahre nach der Grünlandetablierung trotz eines noch niedrigen Humusgehaltes und C/N-Verhältnisses kein Einfluss auf die N-Verlagerung mehr erkennbar. Diese Tendenz bedarf allerdings einer Überprüfung durch weitere Jahresmessreihen.
 - Der auf der Gley-Vega unter Ackernutzung im Jahr 1998/99 festgestellte mittlere Nitratgehalt des Sickerwassers ist einerseits das Ergebnis der nach Anbau von Ackerbohnen im Boden angereicherten N-reichen, leicht abbaubaren organischen Substanz, andererseits die Folge eines mehrjährig ausgeglichenen N-Saldos. Das hohe pflanzenverfügbare Wasserdargebot aus kapillar aufsteigendem Grundwasser erlaubt bei empfehlungskonformer N-Düngung über eine sichere Ertragsbildung die Realisierung niedriger N-Überschußsalden. Damit ist eine wesentliche Voraussetzung für geringe Rest-Nmin-Gehalte im Boden vor Winter gegeben.
 - Die auf der Tonmergelrendzina gemessenen hohen Nitratgehalte des Sickerwassers sind vermutlich mitbeeinflusst durch eine nicht ordnungsgemäße N-Düngung. Auf diesen Standorten ist aber auch bei empfehlungskonformer N-Düngung mit N-Überschuss-Salden zu rechnen, weil das geringe pflanzenverfügbare Wasserdargebot nicht ausreicht, um trockene Witterungsperioden ohne Einschränkungen im pflanzlichen Wachstum zu überbrücken und der erwartete Ertrag deshalb häufig nicht gebildet wird. Die niedrige Austauschrate begünstigt zwar die Abschöpfung positiver Jahres-N-Salden, insofern der Boden-Nmin-Gehalt im Frühjahr in die N-Düngungsbemessung eingeht. Geschieht dies nicht, kommt es zu einer N-Akkumulation im Unterboden, die nur zeitverzögert hohe Nitratgehalte im Sickerwasser auslöst. Darüber hinaus begünstigt auch ein dicht verteiltes Schrumpfrissnetz die schnelle Ableitung nitratangereicherten Bodenwassers aus der Ackerkrume bis unter die Wurzelzone.

3. Der *Nitrateintrag aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser* der Auenböden spiegelte sich bis in den oberflächennahen Grundwasserbereich in 2 m Tiefe wider, wenngleich die Absolutgehalte mit zunehmender Tiefe deutlich zurückgingen. Ein über mehrere Tiefen ermittelter signifikant negativer Zusammenhang zwischen Nitrat- und Hydrogencarbonatgehalt deutet auf den Ablauf einer heterotrophen Denitrifikation in der zeitweilig wassergesättigten Wurzelzone. Während in 2m Tiefe unmittelbar nach Ankunft des Nitrates ein rascher Rückgang auf nahe Null festzustellen war, vollzog sich die mikrobielle Nitratreduktion in der darüber anstehenden wassergesättigten Zone erst im Frühjahr, nachdem die Temperaturen wieder 5 EC überstiegen. Der Ablauf der Denitrifikation äußerte sich in einem zeitweiligen Anstieg der Nitritgehalte. Die Ergebnisse zeigen, dass von der N-Fracht aus der ungesättigten Zone kaum etwas in das unterhalb 2 m Tiefe anstehende Grundwasser gelangt. Dafür ist aber mit einer N_2/N_2O -Befruchtung der Atmosphäre zu rechnen. Auch der Zufluss in die Gräben ist als gering zu bewerten, weil nur ein Teil des ohnehin geringen N-Austrages aus der Wurzelzone dorthin gelangt und der Nitratgehalt aufgrund einer Verdünnung durch das in die Wurzelzone eintretende nitratfreie Grundwasser niedriger als am Ort der Entstehung sein wird.
Demgegenüber erbrachte eine Tiefenbohrung auf der Tonmergelrendzina im Speisungsgebiet Nitratverlagerungen bis in 7 m Tiefe. An den Bohrstockproben erkennbare Texturinhomogenitäten lassen das Entstehen vorauseilender gesättigter Teilvolumenflüsse in ungesättigter Bodenmatrix vermuten. Die ebenfalls am Bohrstock diagnostizierten Bodenwasserverhältnisse sind offenbar nicht anaerob genug für den vollständigen Ablauf der mikrobiellen Nitratreduktion.
4. Die *Hauptbelastung der Gewässer mit Stickstoff* kommt nicht aus der Auenniederung sondern aus dem Wasserspeisungsgebiet. Aus gewässerverträglicher Sicht besteht in der Auenniederung deshalb kein Grund, Acker in Grünland umzuwidmen, wenngleich für eine Revitalisierung der Auenniederung schon wegen dem dafür erforderlichen spezifischen Abfluss- und Überschwemmungsregime Ackernutzung nicht mehr möglich ist.
5. *Pflanzenschutzmittel-Rückstände* wurden auf den ackerbaulich genutzten Böden in der Auenniederung und im Wasserspeisungsgebiet in 3,5 % von 85 Sicker- und Grundwasserproben des Vega-Gley und in 6 % von 98 Sickerwasserproben der Tonmergelrendzina gefunden. Es handelte sich um die Wirkstoffe Bifenox, Mecoprop, Parathion und Metazachlor. Die Konzentrationen lagen nur bei Bifenox knapp über dem Trinkwassergrenzwert. Da letzterer als immobil im Boden eingestuft wird, ist seine Verlagerung mit hoher Wahrscheinlichkeit auf beiden Standorten über präferentielle Fließbahnen vonstatten gegangen. Die Pflanzenschutzmittelanwendung entsprach den dafür geltenden Vorschriften. Ursachen für die nur in Einzelfällen festgestellte PSM-Verlagerung sind offenbar eher in den Stoffeigenschaften selbst und den Standortbedingungen zu suchen.
6. Der *K- und P-Austrag aus der Wurzelzone* lag unabhängig von der Bewirtschaftung sowohl in der Auenniederung als auch im Wasserspeisungsgebiet mit 3,1...4 g/ha P und 0,25...0,37 kg/ha K auf niedrigem Niveau. Auch der o- PO_4 -Gehalt des Sickerwassers der Auenböden stellt mit 0,004mg/l...0,005 mg/l keine Gefahr für die Fließgewässer im Fall eines lateralen Zuflusses in die Gräben dar.
Die gemessenen *Austräge an Ca, Mg, Na, Cl und SO_4^{2-}* aus der Wurzelzone in das Grundwasser sind einerseits geogen bedingt und auf den Auenböden als Rückverfrachtung grundwasserbürtiger

Salze zu verstehen.

7. Im *Grundwasserbereich der Auenböden* war in 2m Tiefe ein deutlicher Anstieg der o-PO_4 - und K-Gehalte zu verzeichnen. Sie schwankten auf der Gley-Vega von 0,002...0,05 mg/l o-PO_4 -P und 3,8...5 mg/l K. Diese im Vergleich zum Sickerwasser der ungesättigten Zone höheren Werte sind im Zusammenhang mit reduzierenden Verhältnissen und dem Einfluß der hohen organischen Substanzgehalte der unterhalb 2 m Tiefe anstehenden Ton- und Torfmudden zu sehen. Allerdings lagen auch die maximalen o-PO_4 -P-Werte noch unter dem für Fließgewässer kritischen Wert von 0,2 mg/l.
8. Die *N-Befruchtung der Wurzelzone der Auenböden aus dem Grundwasser* ist vernachlässigbar niedrig. Zuvor in das Grundwasser verlagertes Nitrat wird bei ausreichenden Temperaturen zu $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ reduziert, so dass nach Umkehr des abwärtsgerichteten Sickerwasserflusses in einen kapillar aufsteigenden Grundwasserstrom so gut wie kein Nitrat mehr enthalten ist.
9. *Wichtige Kriterien für die Beschreibung des standörtlichen Verlagerungspotentials* sind Substrat/Gefüge und Substratabfolge, Gehalt an organischer Substanz, standörtliches Bereitstellungsvermögen an pflanzenverfügbaren Bodenwasser, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers/ Sickerwassermenge, Art der Abflussbildung aus Matrix- und Makroporenwasser, Grundwasserdynamik/ kapillarer Aufstieg/ Höchst- und Tiefststand des Grundwassers. Wesentliche Kriterien des nutzungsbedingten Verlagerungspotentials sind Nutzungsform/Bewuchs, Nährstoff-Saldo, Düngungsart und -zeitpunkt.
10. Für die Minimierung der N-Austräge stellt bei der *Landbewirtschaftung* die Einhaltung eines niedrigen N-Überschusssaldos eine wesentliche Voraussetzung dar. Die Obergrenze des nach KUL (Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft nach ECKERT UND BREITSCHUH 1994) für Ackernutzung tolerierbaren N-Überschusssaldos sollte für die Gley-Vega auf 35 kg/ha*a und für die Tonmergelrendzina auf 40 kg/ha herabgesetzt werden. Darin enthalten sind unvermeidbare N-Verluste von 5 bzw. 10 kg/ha*a. Da auf den Gley-Vegen das hohe pflanzenverfügbare Wasserangebot die Realisierung niedriger N-Salden erlaubt, ist auf diesen Standorten auf das Optimum, ausgeglichener N-Saldo plus unvermeidbarer N-Verlust zu orientieren. Auf den auswaschungsgefährdeteren Rendzinen ist der Optimalzustand, ausgeglichener N-Saldo plus unvermeidbarer N-Verlust, besonders notwendig, wegen der begrenzten Ertragssicherheit aber nur schwer realisierbar. Deshalb sind auf diesen Standorten möglicherweise über eine empfehlungskonforme N-Düngung hinaus ergänzende Maßnahmen für den Gewässerschutz zu ergreifen.

11. Mit der *Revitalisierung der Unstrut* kommt es über die Anhebung des Grundwasserpegels und der zeitweisen Überflutung mit Hochwasser zu *Änderungen im Wasser- und Stoffhaushalt der Auenböden*. Obwohl mit einer kürzer werdenden Fließstrecke zwischen Geländeoberkante und Grundwasseroberfläche das Verlagerungsrisiko zunimmt, wirkt kapillarer Aufstieg dem entgegen. Kapillarer Aufstieg verbessert die pflanzliche Wasserversorgung. Für das in der revitalisierten Aue noch vorgesehene Grünland bedeutet dies, dass über stabile Erträge und N-Entzüge niedrige N-Überschuss-Salden erzielt werden können. Kapillarer Aufstieg bremst den Sickerwasserabfluss, weil auch nach Erreichen von Feldkapazität in der ungesättigten Zone das Potentialgefälle zur Grundwasseroberfläche noch so groß ist, dass das Grundwasser bestrebt ist, kapillar aufzusteigen. Der Grenzwert der Bodenwassersaugspannung ab dem ein Abfluss in das Grundwasser stattfindet, liegt deutlich niedriger als bei Feldkapazität.

Ackernutzung ist in einer revitalisierten Auenniederung nicht mehr möglich. Das N-Verlagerungsrisiko der in Teilbereichen vorgesehenen Grünlandnutzung bleibt auch in einer revitalisierten Auenniederung niedrig.

Mit der Schaffung anaerober Verhältnisse bis in die obere Wurzelzone werden reduktive Nitratabbauprozesse begünstigt. Das mindert die N-Befruchtung in die Gewässer. Dafür steigen aber die gasförmigen N-Verluste in die Atmosphäre. Der Beitrag der extensiven Grünlandnutzung am N_2/N_2O -Ausstoß wird aber gering sein. Wesentliche Bestimmungsgröße wird die sich unter den verschiedenen Pflanzenbeständen (Grünland, Sukzession) entwickelnde Art und Menge an organischer Substanz sein. Mit weiteren Änderungen in der Ionenzusammensetzung des Bodenwassers ist bei länger anhaltenden anaeroben Verhältnissen zu rechnen.

Mit dem Durchzug einer Hochwasserwelle kommt es vor allem in den Stillwasserzonen der Riedbereiche zu Sediment- und Stoffablagerungen. Ein Teil des Hochwassers wird in den Bodenwasserspeicher übergehen und dort über mechanischen Rückhalt und Sorptions- und Umsatzprozesse gereinigt werden.

10. Literatur

- Adolf,G. und H.M.Bischoff, 1990: Untersuchungen zum Pflanzenbestand und Ertrag in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngerform auf Flussauenstandorten an der mittleren Elbe. In: Arch. Acker-Pfl. Boden, H. 4, S. 267...273
- Ausborn,R., T.Piezunka und B.Scheffer, 1997: Zur Phosphatfreisetzung an einem staunassen Moormarschstandort. In: Mitteilg. Dt. Bodenkdl. Ges. 85, S. 201...204
- Asmus,F. und R.Herrmann, 1977: Reproduktion der organischen Substanz des Bodens. Fortschrittsberichte für die Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft. Band 15, Heft 11
- Bach,M., H.G.Frede und G.Lang, 1997: Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanzen für die Bundesrepublik Deutschland - Methodik, Trends und Bewertung von PARCOM-gemäßen und flächenbezogenen Bilanzierungen. In: VDLUFA-Kongressband, S. 351...354
- Baeumer,K., 1992: Allgemeiner Pflanzenbau
- Baier,W., 1952: Elektrische Methoden zur Messung der Bodenfeuchte. In: Ber. Dt. Wetterdienst in der US-Zone, 7, S. 18...22
- Blume,H.P., 1991: Pflanzenschutzmittel. In: Handbuch des Bodenschutzes. S. 311...338
- Blankenburg,J., 1983: Untersuchungen zur P-Dynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des P-Austrages und der Gewässereutrophierung durch Boden- und düngetechnische Maßnahmen. Diss. A, Göttingen
- Brookes,P.C., G.Heckrath, J.de Smet, G.Hofman and J Vanderleen, 1997: Losses from phosphorus in drainage water. In: Phosphorus loss from soil to water. eds. Tunney, H. et al.
- Grossmann,J., K.-E.Quentin, P.Udluft, 1987: Sickerwassergewinnung mittels Saugkerzen - eine Literaturstudie. In: Z. f. Pflanzenernähr. Boden., 150, S. 258...261
- DIN 38402, 1986: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser- und Schlammuntersuchung: Allgemeine Angaben Gruppe A, Probenahme von Rohwasser und Trinkwasser etc.
- DVWK, 1983: Probleme beim Einsatz von Neutronensonden im Rahmen hydrologischer Meßprogramme. 301 S.
- DVWK, 1998: Feuchtgebiete- Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte, Heft 248, S. 50ff.
- Eckert, H., 1997: Stoff- und Energiebilanzen im Landwirtschaftsbetrieb. In: VDLUFA-Kongressband 1997, S. 51...71

- Eckert,H. und G.Breitschuh, 1994: Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL)- Eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben. In: Arch. Acker- Pfl. Boden, S. 149...163
- Frede,H.-G., S.Dabbert, N.Feldwisch und S.Sprenger, 1997: Verfahrensweisen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung für einen flächendeckenden Gewässerschutz.
- Focht,D.D. and W.Verstraete, 1977: Biochemical ecology of nitrification and denitrification . In: M.Alexander, Advances in Microbial Ecology. Vol.I Plenum Press, S. 135...214
- Geissler,G., 1982: Untersuchungen zur Adaption des Wurzelsystems als Organ der Wasser- und Nährstoffaufnahme an unterschiedliche Bodenbedingungen. In Z.Acker- und Pflanzenbau , 151, S.99...117
- Gensior,A. und J.Zeitz, 1997: Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf Redoxpotential und Zusammensetzung der Bodenlösung eines degradierten Niedermooses. In: Mitteilgn. Dtsch.Bodenkd.Ges., H.85, S. 721...724
- Giessl,H., 1988: Über das Vorkommen ausgewählter Pflanzenschutzmittel in Wasser unter Berücksichtigung des Grundwassers. Diss. Univ. Hohenheim
- Gottesbüren,B., W.Pestemer, G.Kreuzig und W.Ebing, 1992: Die Pflanzenschutzmittel-Rückstandssituation im Boden bei der Fruchtfolge Winterweizen-Wintergerste-Zuckerrübe nach unterschiedlichen Bewirtschaftungskonzepten. In: Berichte der Landwirtschaft, H.70, S. 259...279
- Gresing, A. in Römer,W., 1999: Hohe Boden-Phosphor-Gehalte und die Gefahren des P-Eintrages in das Medium Wasser. In: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser - Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. , 2, S. 31...40
- Hennings,H.H., 1997: Literaturstudie `Landwirtschaft und GrundwasserA. erstellt im Auftrag des LAWA, 63 S.
- Hermesmeyer,D. und R.R. van der Ploeg, 1996: Schätzung der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden. II Ergebnisse und Bewertung. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 159, S. 445...452

- Hülsbergen, H.J., H.Scharf, S.Klimm und K.Warnstorff, 1996: Wirkung von Stallmist, Gülle und Mineraldüngung nach Grünlandumbruch auf den Stickstoffhaushalt einer Berglehm-Braunerde. In: *Agribiological Research*, 49, S. 179...192
- Jakovlev, S., 1977: Das Wurzelsystem der landwirtschaftlichen Kulturen bei Bewässerung: F/E-Bericht, Kiew
- Kaiser, E.A. et al., 1996: What predicts nitrous oxide emissions and denitrification N-Loss from european soils ? In: *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, S. 541...547
- Kaiser, E.A. und O. Heinemeyer, 1996: Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. In: *Plant and Soil*, 181, S. 57...63
- Kerschberger, M., G.Franke und H.Heß, 1997: Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach Düngeverordnung. 73 S.
- Kerschberger, M., 1998: Richtwerte für die Kalkversorgung und Nährstoffgehalte des Bodens. Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
- Kleinstäuber, G. und R.Günther, 1987: Realisierung des Unterdruckprinzips bei Lysimetern mit monolithischer Bodensäule. In: *Z. Meteorol.*, 37, S. 52...58
- Knoblauch, S., 1996: Wasser- und Stofftransport über präferentielle Fließbahnen in Böden - eine Literaturübersicht. In: *Zeitschrift f. Wasserwirtschaft*, S. 598...602
- Knoblauch, S., D.Roth und R.Günther, 1996: N-Austrag aus einer tiefgründigen Braunerde-Schwarzerde (Löß) im Thüringer Becken. In: *BAL-Bericht über die 6. Gumpensteiner Lysimetertagung*, S. 19...22
- Knoblauch, S., Pflieger, I., Herold, L und D.Roth, 1998: Nitratgehalte im Sickerwasser und N-Austrag aus unterschiedlichen Agrarstandorten Thüringens. Forschungsbericht der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
- Koitzsch, R. und R.Günther, 1990: Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs. In: *Arch. Acker- und Pflanzenbau u Bodenkd.*, H. 12, S. 803...810
- Kuntze, H., 1992: Auswirkung der Extensivierung auf Grund- und Oberflächengewässer. In: *VDLUFA-Kongreßband*, S. 59...85

- Lind, A.-M. und F. Eiland, 1989: Microbiological characterization and nitrate reduction in subsurface soils. In: Biol Fertl Soils, S. 197...203
- Merbach, W., J. Augustin und h. Käding, 1994: Einfluß von N-Düngung und Wasserregime auf die Lachgasfreisetzung degradierter Niedermoorböden Nordostdeutschlands
- Mohr, H.D., 1980: Einfluß der Bodeneigenschaften auf das Wurzelwachstum. In: Kali-Briefe (Büntehof), 15, S. 305...316
- Mull, R. und H. Nordmeyer, 1994: Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. 196 S.
- Mundel, G., 1987: Beziehungen zwischen zeitlichem Sickerwasseranfall sowie Sickerwassermenge und Nitrateintrag in das Grundwasser unterschiedlicher Niederungsböden. In: Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., H. 31, S. 477...486
- Neff, M. und E. Reisinger, 2000: Teilprojekt `Gewässer- und AuenentwicklungA im BMBF-Projekt `UnstrutrevitalisierungA, FKZ 0339572
- Oswald, T., R. Fohrmann und H. Overath, 1999: Standortabhängiger Stoffeintrag in das Grundwasser und dessen Einfluß auf den Stoffumsatz in quartären Porengrundwasserleitern Ostwestfalens und der Niederrheinischen Bucht unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffhaushaltes. In: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser- Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit, 2, S. 59...68
- Parton, W.J., A.R. Mosier D.S. Schimmel, 1988: Rates and pathways of nitrous oxide production in a shortgrass steppe. Biogeochemistry, 6, S. 45...58
- Peyker, W. und M. Kerschberger, 1999: Standpunkt zur Standortverteilung im Maisanbau. Thüringer Landesanstalt f. Landwirtschaft, 7 S.
- Pestemer, W. und H. Nordmeyer, 1993: Abschätzung potentieller Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel. In: Wasser und Boden, H. 2, S. 70...76
- Rau, D., H. Schramm und J. Wunderlich, 1995: Die Leitbodenformen Thüringens
- Richardson, H.L., 1938: The nitrogen cycle in grassland soils: With especial reference to the Rothamsted park grass experiment. J. Agricultural Sci., 28, S. 73...121

- Sauerbeck, D., 1991: Funktion und Bedeutung der organischen Substanz für die Bodenfruchtbarkeit. In: 4. Kolloquium der Robert-Bosch-Stiftung in Schwäbisch Hall, S. 13...29
- Scheffer, B., 1977: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. Geol. Jahrbuch, 4, S. 203...243
- Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1998: Lehrbuch der Bodenkunde, 494 S.
- Schlüter, W., A. Hennig, G. Brümmer, 1997: Nitrat-Verlagerung in Auenböden unter organischer und konventioneller Bewirtschaftung - Meßergebnisse, Modellierungen und Bilanzen. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 160, S. 57...65
- Schulz, E. und Klimanek, E.-M., 1996: Verhalten von β -HCH in hochbelasteten Auenböden im Gebiet der Dessauer Muldeauen. In: Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Ges., Bd. 80, S. 169...172
- Schwartz, R., J. Duwe und A. Gröngröft, 1997: Einsatz von Kunstrasenmatten als Sedimentfallen zur Bestimmung des partikulären Stoffeintrages in Auen und Marschen. In: Mitteilg. Dt. Bodenkdl. Ges., 85, S. 353...356
- Schwärzel, K., G. Wessolek, H. Bohl und M. Renger, 1997: Wasserhaushalt und Bodenlösungskonzentrationen von unterschiedlich degradierten Niedermooren. In: Mitteilg. Dt. Bodenkdl. Ges., 85, S. 349...352
- Simunek, J., M. Sejna und M. Th. van Genuchten, 1999: The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, Version 2, U.S. Salinity Laboratory Agricultural Research Service U.S. Department of Agriculture Riverside, California

Sommer,T. und L.Luckner, 2000: Teilprojekt 'GrundwasserdynamikA im BMBF-Projekt 'UnstrutrevitalisierungA , FKZ 0339572

Thämert,W. und M.Kerschberger, 1999: Ausgleichsverfahren in Wasserschutzgebieten. Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 1, 35 S.

Trepel, M., M.Bode, E.W.Reiche und J.Schrautzer, 1999: Bedeutung von Nährstoffausträgen aus Niedermooren und Strategien ihrer Vermeidung. Ökologie-Zentrum Kiel, 119 S.

Van Cleemput,O., A.Vermoesen und C.-J. de Groot, 1994: Nitrous oxide emission out of grassland. In: Environmental Monitoring and Assessment, S. 145...152

Vetter,H. und Scharafat,S., 1964: Die Wurzelverbreitung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen im Unterboden. In: Z.f. Acker- u.Pflanzenbau, S. 275...298

von Boberfeld, W., 1990: Grünlandlehre.

Webster, C.P. and R.J.Dowdell, 1982: Nitrous oxide emission from permanent grass swards In: J.Sci Food Agric., 33, S. 227...230

Webster,C.P. and K.W.T. Goulding, 1989: Influence of soil carbon content on denitrification from fallow land during autumn. In: J Sci Food Agric, 49, S. 131...142

Zeitz,J., 1994: Zur Geochemie von Mooren. In: Matschulatt et al. : Geochemie und Umwelt S. 75...94

Anlagen

Anlage 1: Bodenphysikalische Kennwerte des Vega-Gley A1 mit extensivem Grünland

Horizont/ Tiefe (cm)	Probenahme- tiefe (cm)	Bodenskelett und Korngrößenzusammensetzung				Bodenwasserverhältnisse						Dichte, Porenwegsamkeit		
		Skelett 2..6,3mm (% des Gesamt- bodens)	Sand (% des Feinbodens <2 mm)	Schluff	Ton	Gesamt- poren- volume n (Vol.%)	Bodenwassergehalt bei pF (Vol%.)					Dichte (g/cm ³)	kf verti. (cm/d)	kf horiz. (cm/d)
Ap...30	4..10	0	1,0	49,2	49,7	50,9	44,7	43,9	42,3	40,4	31,7	1,30	15,25	27,91
	16..24	0,1	1,4	48,7	49,9	50,6	41,9	41,2	40,2	39,0	29,8	1,31	25,44	86,20
M...52	30..36	0	1,1	48,5	50,5	49,8	42,6	41,9	40,7	39,3	29,6	1,33	69,49	9,69
	44..55	0,5	1,0	57,3	41,6	48,8	41,1	40,3	39,1	38,1	26,3	1,36	81,01	44,85
Gro...100	60..66	0,1	1,5	39,5	59,1	54,4	47,9	46,6	45,4	44,4	32,7	1,21	16,28	56,79
	84..90	0,3	0,8	43,6	55,6	48,4	45,4	44,5	43,2	41,8	32,2	1,37	3,03	46,16
Gor...180	110..116	0,8	2,7	30,6	66,7	54,1	52,0	50,9	49,6	47,9	33,8	1,22	0,72	1,75
G(o)r >180	180..186	0,4	2,0	55,3	42,8	54,1	50,8	49,6	47,8	44,1	27,5	1,22	2,01	11,62

Anlage 2: Bodenphysikalische Kennwerte des Vega-Gley A2

Horizont/ Tiefe (cm)	Probenahme- tiefe (cm)	Bodenskelett und Korngrößenzusammensetzung				Bodenwasserverhältnisse						Dichte, Porenwegsamkeit		
		Skelett 2..6,3mm (% des Gesamtbodens)	Sand (% des Feinbodens <2 mm)	Schluff	Ton	Gesamt- poren- volume n (Vol.%)	Bodenwassergehalt bei pF (Vol%.)					Dichte (g/cm ³)	kf verti. (cm/d)	kf horiz. (cm/d)
Ap...16	10...16	0,1	1,1	53,8	45,1	42,6	42,4	41,1	40,1	38,6	33,2	1,52	3,99	3,05
M...40	27...33	0,3	1,4	55,8	42,8	44,2	39,4	37,9	36,9	35,7	29,3	1,48	51,81	73,81
M-Go...100	50...56	0,1	1,2	30,7	53,6	50,8	47,7	46,5	45,6	44,5	32,1	1,30	75,04	28,20
Gro...160	110...116	2,9	1,3	38,9	59,8	49,9	49,0	47,9	46,7	45,3	34,8	1,33	3,29	1,29
	150...160	0,5	1,1	35,5	63,5									
Gor...200	184...190	0,2	1,4	42,0	56,7	58,0	56,3	55,0	53,1	49,6	34,0	1,13	12,31	3,75

Anlage 3: Bodenphysikalische Kennwerte des Vega-Gley A3

Horizont/ Tiefe (cm)	Probenahme- tiefe (cm)	Bodenskelett und Korngrößenzusammensetzung				Bodenwasserverhältnisse						Dichte, Porenwegsamkeit		
		Skelett 2..6,3mm (% des Gesamtbodens)	Sand (% des Feinbodens <2 mm)	Schluff	Ton	Gesamt- poren- volume n (Vol.%)	Bodenwassergehalt bei pF (Vol%.)					Dichte (g/cm ³)	kf verti. (cm/d)	kf horiz. (cm/d)
Ap...30	5...11	0,3	4,8	71,6	23,8	54,4	38,6	34,0	30,1	27,2	18,6	1,21	298,95	200,45
	19...25	0,1	2,1	71,2	26,7	50,0	43,9	34,8	30,7	27,9	19,9	1,32	140,96	53,44
M...53	34...40	0,1	1,2	71,9	27,0	47,1	45,7	42,1	38,2	29,4	18,1	1,40	26,82	14,47
M-Go...70	59...65	0,1	1,6	60,6	38,0	52,4	44,0	42,4	41,2	40,0	27,5	1,26	66,15	272,74
Go...90	77...83	0,1	1,0	55,4	43,5	51,1	42,9	41,1	39,7	38,3	21,6	1,30	28,62	80,67
Gor...140	119...125	0,3	3,4	48,1	48,5	50,5	43,8	42,5	41,5	40,2	33,7	1,31	4,72	83,27
G(o)r...175	149...155	1,5	6,5	53,5	39,9	49,8	41,3	40,1	38,6	37,2	33,8	1,33	17,06	136,33
Gr...210	200...206	0,1	1,10	46,4	52,6	54,7	50,8	49,0	47,0	44,9	33,0	1,20	9,48	21,41

Anlage 4: Bodenphysikalische Kennwerte der Tonmergel-Rendzina A4

Horizont/ Tiefe (cm)	Probenahme- tiefe (cm)	Bodenskelett und Korngrößenzusammensetzung				Bodenwasserverhältnisse						Dichte, Porenwegsamkeit		
		Skelett 2..6,3mm (% des Gesamtbodens)	Sand (% des Feinbodens <2 mm)	Schluff	Ton	Gesamt- poren- volume n (Vol.%)	Bodenwassergehalt bei pF (Vol%.)					Dichte (g/cm ³)	kf verti. (cm/d)	kf horiz. (cm/d)
Ap...23	4...10	2,1	4,7	49,6	45,7	52,9	39,0	36,3	34,9	33,7	28,3	1,26	58,80	
Ah-Cc...34	14...20	1,7	5,8	50,4	43,8	53,3	39,4	36,3	34,8	33,3	25,8	1,25	171,33	
	28...34	9,5	23,4	32,1	44,5	44,4	40,3	38,2	36,7	35,5	30,8	1,49	54,35	
Cc...73	67...73	2,0	43,3	30,5	26,2	39,1	35,6	33,7	31,5	29,9	28,0	1,63	17,81	
Cn>90	110...116	34,7	67,0	15,1	17,9	38,4	33,5	32,0	30,3	29,9	24,4	1,70	7,34	

Anlage 5: Bodenchemische Kennwerte des Vega-Gley A1 (Profilansprache)

Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Corg (%)	Nt (%)	C:N	S _t (%)	CaCO ₃ (%)	pH	T-Wert (mval/100g Boden)	H-Wert	Austauschkapazität (mval/100g Boden)				Nährstoffgehalte (mg/100g Boden)					
										Na	K	Mg	Ca	P _{H2O}	P _{CAL}	K _{H2O}	K _{CAL}	Mg _{CaCl2}	S _{H2O}
Ap...30	0...15	1,7	0,21	8	0,06	6,9	7,1	31,2	<0,5	0,1	1,3	3,2	29,5	0,2	3,4	13	19	22,0	23,1
	15...30	1,3	0,16	8	0,05	7,7	7,3	29,0	<0,5	0,1	0,8	3,4	30,6	0,1	2,4	9	7	23,6	9,2
M...52	30...40	1,2	0,15	8	0,05	8,4	7,3	27,6	<0,5	0,2	0,7	3,9	29,5	0,1	2,5	7	5	28,0	14,5
	40...52	0,8	0,10	8	0,04	8,8	7,5	24,0	<0,5	0,2	0,5	4,7	26,2	0,1	2,0	5	4	34,5	
Gro...100	52...80	1,0	0,13	8	0,89	6,4	7,5	nb	nb	0,3	0,7	6,5	61,0	<0,1	1,8	9	7	55,1	520
	80...100	0,7	0,10	7	1,11	6,6	7,5	nb	nb	0,3	0,5	6,8	82,0	<0,1	2,5	9	6	63,0	548
Gor...180	100..140	1,0	0,13	8	1,74	7,5	7,5	nb	nb	0,3	0,5	7,6	93,3	<0,1	2,6	11	6	65,5	564
	140..160	1,1	0,13	8	2,53	6,4	7,5	nb	nb	0,3	0,4	5,4	127,8	<0,1	2,7	11	6	46,7	479
Gr>180	180..190	0,9	0,11	8	1,48	6,4	7,5	nb	nb	0,3	0,5	4,0	89,0	0,2	6,7	14	10	35,1	494

Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Spurenelemente ¹⁾ (mg/kg lutro Boden)										
		Cd	Hg	Cu	Ni	Pb	Cr	Zn	As	Mn	Al (g/kg)	Fe (g/kg)
Ap...30	0...15	0,27	0,13	32	52	31	59	84	6,11	960	37,6	35,0
	15...30	0,21	0,13	32	53	26	58	77	5,74	970	39,5	36,0
M...52	30...40	0,19	0,13	30	51	24	57	73	5,51	1005	36,6	34,4
	40...52	0,14	0,12	28	49	21	53	65	5,09	1095	35,2	33,7
Gro...100	52...80	0,17	0,11	32	59	23	67	76	6,51	1180	43,9	41,3
	80...100	0,15	0,13	27	51	20	56	69	5,32	1025	38,2	36,2
Gor...180	100..140	0,13	0,12	27	51	20	59	71	6,05	1040	40,7	37,8
	140..160	0,16	0,13	25	45	17	52	66	7,10	1265	36,4	37,2
G>180	180..190	0,11	0,13	24	45	17	50	69	6,02	975	36,5	35,1

¹⁾ Königswasseraufschluss, nb...siehe folgende Anlage 6

Anlage 6: Bodenchemische Kennwerte des Vega-Gley A2 (Profilansprache)

Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Corg (%)	Nt (%)	C:N	St (%)	CaCO ₃ (%)	PH	T-Wert (mval/100 g Boden)	H-Wert (mval/100 g Boden)	Austauschkapazität (mval/100g Boden)				Nährstoffgehalte (mg/100g Boden)					
										Na	K	Mg	Ca	P _{H2O}	P _{CAL}	K _{H2O}	K _{CAL}	Mg _{CaCl2}	S _{H2O}
Ap...17	0...17	0,9	0,12	8	0,04	9,6	7,4	26,0	0,1	0,1	0,6	3,5	28,5	2,5	2,7	7	3	26,0	2,9
M...40	17...40	0,8	0,10	8	0,04	9,2	7,5	23,2	0,2	0,2	0,5	4,1	25,8	2,0	2,6	9	3	29,3	3,5
M-Go...60	40...60	0,9	0,12	8	0,05	5,4	7,5	32,6	0,4	0,4	0,8	6,2	30,7	6,0	2,7	6	6	40,8	6,4
Gro...160	110...130	0,8	0,10	8	0,25	5,6	7,5	n.b.	0,4	0,4	0,8	9,9	31,7	3,0	2,6	7	9	75,2	7,8
	150...160	0,7	0,10	7	0,46	5,1	7,5	n.b.	0,4	0,4	0,8	9,0	45,9	3,1	3,9	12	10	77,0	8,1
Gor...200	170...190	1,1	0,14	8	1,24	7,5	7,5	n.b.	0,4	0,4	0,7	9,1	78,9	3,1	2,9	10	9	77,3	8,6

Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Spurenelemente ¹⁾ (mg/kg lutro Boden)										
		Cd	Hg	Cu	Ni	Pb	Cr	Zn	As	Mn	Al (g/kg)	Fe (g/kg)
Ap...17	0...17	0,16	0,08	29	50	21	55	70	5,73	1045	33,9	32,8
M...40	17...40	0,14	0,10	27	47	20	46	59	4,87	1070	30,4	30,6
M-Go...60	40...60	0,17	0,09	32	59	22	58	78	6,07	1115	43,0	41,2
Gro...160	110...130	0,16	0,10	31	57	20	64	76	6,76	1270	44,9	42,3
	150...160	0,17	0,11	29	55	20	62	76	6,56	1100	40,4	41,7
Gor...200	170...190	0,16	0,09	28	51	18	56	74	6,22	895	41,9	37,9

¹⁾ Königswasseraufschluss

n.b....nicht bestimmbar. Auf Gipsböden wird das lösl.Ca (CaSO₄x2H₂O) als austauschbar erfasst und der hohe SO₄-Gehalt führt zur Ausfällung von Ba, deshalb ist der T-Wert fehlerhaft bzw. nicht bestimmbar (KIEBLING 1999).

Anlage 7: Bodenchemische Kennwerte der Gley-Vega A3 (Profilansprache)

Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Corg (%)	N _i (%)	C:N	S _i (%)	CaCO ₃ (%)	pH	T-Wert (mval/100 g Boden)	H-Wert (mval/100 g Boden)	Austauschkapazität (mval/100g Boden)				Nährstoffgehalte (mg/100g Boden)						
										Na	K	Mg	Ca	P _{H2O}	P _{CAL}	K _{H2O}	K _{CAL}	Mg _{CaCl2}	S _{H2O}	Na _{CaCl2}
Ap...30	0...10	1,4	0,16	9	0,19	10,7	7,3	18,0	<0,5	0,1	0,4	1,2	19,9	0,8	8,7	5	0,4	10,8	24,2	1,5
	20...30	1,2	0,15	8	0,10	11,4	7,2	19,4	<0,5	0,1	0,4	1,2	19,2	0,7	7,9	4	0,4	10,0	7,2	1,6
M...53	30...40	0,7	0,09	8	0,16	11,2	7,4	nb	<0,5	0,1	0,3	0,9	25,7	<0,1	1,9	3	0,3	7,1	123,4	1,9
M-Go...70	53...70	0,8	0,10	8	1,15	10,3	7,4	nb	<0,5	0,1	0,2	1,2	50,9	<0,1	1,2	3	0,2	10,3	419,1	3,0
Go...90	70...90	1,2	0,10	12	0,37	6,7	7,4	nb	<0,5	0,1	0,3	2,3	27,8	<0,1	1,5	2	0,3	23,8	211,6	3,8
Gor...140	120...130	1,0	0,13	8	0,35	6,3	7,4	nb	<0,5	0,5	0,5	5,8	37,5	<0,1	3,0	4	0,5	47,5	291,4	
G(o)r...175	150...160	0,5	0,08	6	0,10	7,7	7,5	nb	<0,5	0,4	0,5	4,4	30,3	0,1	4,0	4	0,5	31,5	80,6	7,2
Gr...210	200...210	0,9	0,11	8	0,08	6,2	7,5	nb	<0,5	0,5	0,8	5,1	30,2	0,3	5,2	6	0,8	36,4	49,0	9,3

Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Spurenelemente ¹⁾ (mg/kg lutro Boden)										
		Cd	Hg	Cu	Ni	Pb	Cr	Zn	As	Mn	Al (g/kg)	Fe (g/kg)
Ap...30	0...10	0,20	0,17	19	27	20	30	49	4,00	750	19,9	19,8
	20...30	0,19	0,13	19	27	20	26	47	3,79	735	18,8	18,9
M...53	30...40	0,11	0,06	20	34	16	34	45	3,62	795	23,0	22,7
M-Go...70	53...70	0,12	0,06	22	39	18	43	47	4,49	1120	26,2	26,5
Go...90	70...90	0,11	0,07	21	36	17	41	47	4,31	615	26,1	24,7
Gor...140	120...130	0,15	0,06	28	49	19	55	73	5,64	985	41,2	37,3
G(o)r...175	150...160	0,13	0,05	22	40	16	46	57	7,28	935	31,4	35,2
Gr...210	200...210	0,16	0,06	27	49	20	45	73	4,67	353	40,1	34,7

¹⁾ Königswasseraufschluss

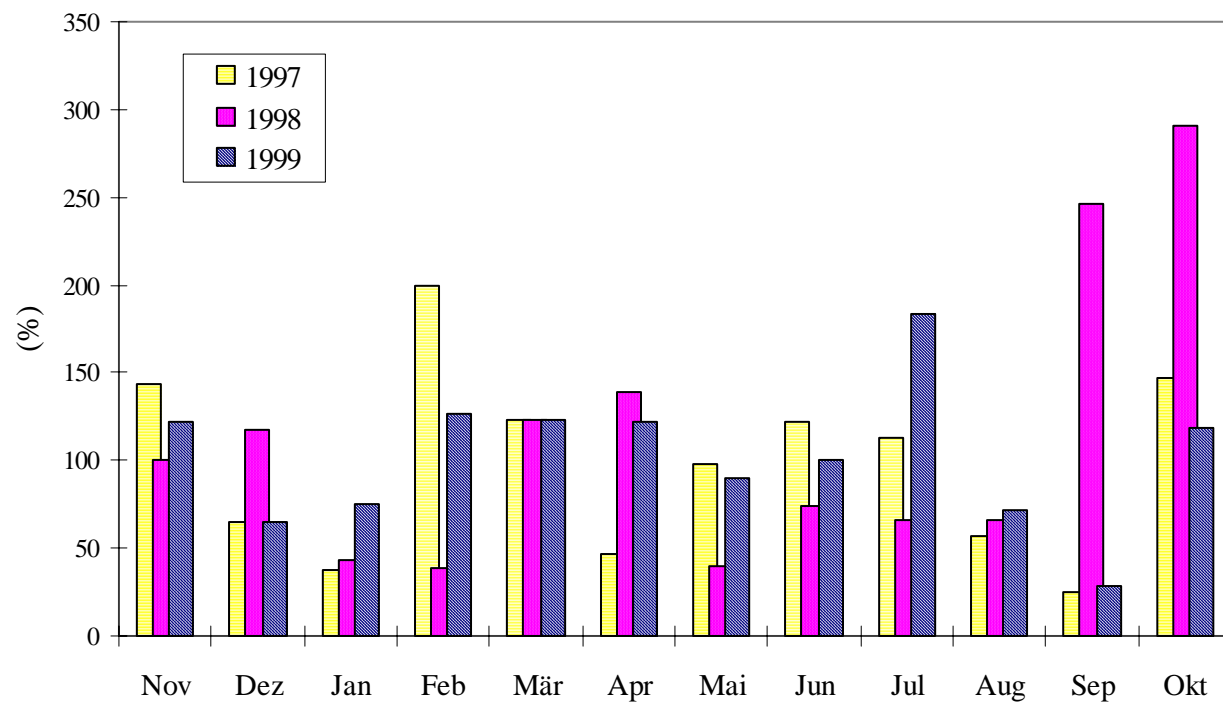
Anlage 8: Bodenchemische Kennwerte der Tonmergel-Rendzina A4 (Profilansprache)

Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Corg (%)	Nt (%)	C:N	St (%)	CaCO ₃ (%)	pH	T-Wert (mval/100 g Boden)	H-Wert (mval/100 g Boden)	Austauschkapazität (mval/100g Boden)				Nährstoffgehalte (mg/100g Boden)							
										Na	K	Mg	Ca	P _{H2O}	P _{CAL}	K _{H2O}	K _{CAL}	Mg _{CaCl2}	S _{H2O}	Na _{CaCl2}	
Ap...23	0...10	2,0	0,21	10	0,06	2,3	7,2	29,3	<0,5	<0,1	<0,1	1,8	5,75,7	22,9	1,8	7,0	21	38	40,6	3,2	1,0
	10...20	2,0	0,21	10	0,05	3,4	7,2	30,0	<0,5			1,9		22,2	2,1	8,0	20	44	40,8	1,4	0,9
Ah-Cc...35	28...35	1,3	0,15	9	0,04	5,6	7,2	27,4	<0,5	0,1		1,5	5,5	21,7	1,0	3,2	22	27	37,6	1,2	1,4
Cc...75	67...75	0,2	0,04	5	0,03	23,4	7,5	17,6	<0,5	0,1		0,3	1,9	14,9	0,2	1,0	11	1	31,0	0,8	3,1
Cn>90	110...120	0,2	0,03	7	0,03	24,9	7,4	17,4	<0,5	0,1		0,4	4,4	17,0	0,7	1,0	19	4	35,9	1,0	2,5

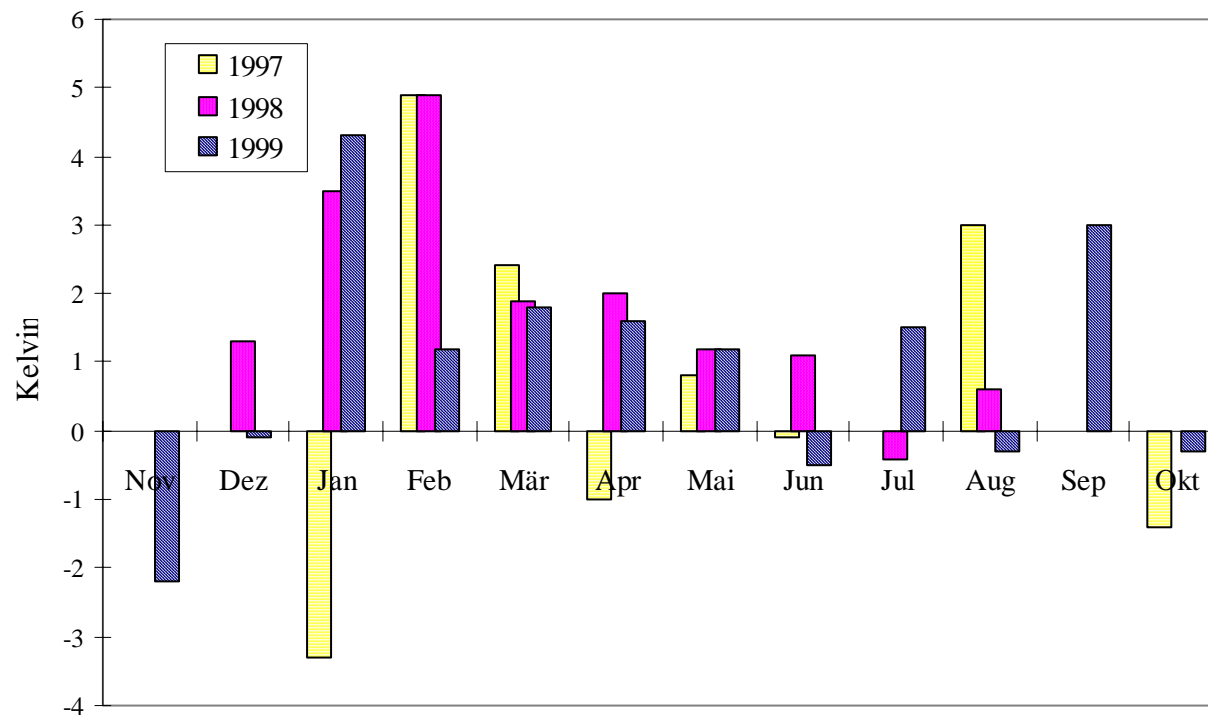
Horizont/ Tiefe	Probe- nahme- tiefe	Spurenelemente ¹⁾ (mg/kg lutro Boden)										
		Cd	Hg	Cu	Ni	Pb	Cr	Zn	As	Mn	Al (g/kg)	Fe (g/kg)
Ap...23	0...10	0,45	0,10	33	29	29	27	88	9,36	1005	34,8	28,1
	10...20	0,44	0,10	22	29	28	36	86	9,12	1000	34,2	27,7
Ah-Cc...35	28...35	0,24	0,08	17	27	20	36	75	6,10	890	36,1	28,8
Cc...75	67...75	0,07	0,03	16	25	13	33	58	4,86	615	31,9	26,4
Cn>90	110...120	0,17	0,05	34	40	64	38	65	28,4	855	34,7	30,3

¹⁾ Königswasseraufschluss

Anlage 9: Abweichungen des Niederschlages (Monatsmittel) vom langjährigen Mittel in den Jahren 1997...99



Anlage 10: Abweichungen der Lufttemperatur (Monatsmittel) vom langjährigen Mittel in den Jahren 1997...99



Anlage 11: Bewirtschaftung des Vega-Gley mit extensivem Grünland A1

Jahr	1997	1998	1999
Bewirtschaftungsform	Einjährige Beweidung		
Gräsezusammensetzung	Knautgras, Wiesenrispe, Wiesenlieschgras, Ackerkratzdistel		
GV-Besatz	0,9	0,9	0,9
N-Düngung	0	60	0
Pflege	Nachmad wegen starken Ackerkratzdistelbesatzes	keine	keine

Bewirtschaftung des Vega-Gley mit extensivem Grünland nach Umwidmung aus Ackerland A2

Jahr	1997	1998	1999
Bewirtschaftungsform	Mähweide 1. Aufwuchs Heuwerbung 2. Aufwuchs Heuwerbung nach 3.7.97 Beweidung	Mähweide bis 8.6.98 Beweidung 9.6.-20.7.98 Heuwerbung nach 20.7.98 Beweidung	ganzjährige Beweidung
Gräserzusammensetzung	Luzerne (80%) Welsches Weidelgras (20%)	Luzerne (60%) Welsches Weidelgras (40%)	Luzerne (<10%) Welsches Weidelgras (90%)
GV-Besatz	0,14	0,71	0,9
N-Düngung (kg/ha)	0	60	0
Pflege	Keine	keine	keine

Anlage 12: Bewirtschaftung der Gley-Vega mit intensiver Ackernutzung A3

Jahr	1997	1998	1999
Fruchtart Sorte	Winterweizen Contra	Ackerbohne Alfred	Sommerweizen
Bodenbearbeitung	pfluglos mit Schwergrubber	Pflug	Pflug
Düngung • mineralisch (kg/ha) ••N	5.3. 75,6 KAS 4.4. 54,3 KAS 28.5. 53,7 KAS	keine	13.04. 70 KAS 20.05. 80 KAS
••P und K			
Pflanzenschutz ¹⁾ • Herbizid	12.5.97 Foxtril 2 l/ha + / Bifenox, Ioxynil, Mecoprop-S Optica DP 1,2 l/ha / Dichlorprop	10.3.98 Boxer 2,5 l/ha/ Prosulfocarb Bandur 1,5 l/ha/ Aclonifen	25.8.98 Touchdown 5 l/ha/ Glyphosat-Trimesium 10.5.99 Pointer 20 g/ha/ Tribenuron Hoestar 15 g/ha/ Amidosulfuron
• Fungizid	3.6.97 Tiptor 1,0 l/ha	10.3.98 Euparen 4 kg/ha/ Dichlofluanid	1.6.99 Tiptor 0,8 l/ha/ Cyproconazol, Prochloraz Sumicidin 0,2 l/ha/ Fenvalerat
• Insektizid		1.6.98 Decis 0,3 l/ha/ Deltamethrin	
• Wachstums- regulator	9.5.97 Cycocel 700 1,5 l/ha/ Chlormequat		10.5.99 CCC 1,5 l/ha/ Chlormequat

¹⁾ Handelsname, Ausbringungsmenge / Wirkstoff

Anlage 13: Bewirtschaftung der Tonmergel-Rendzina mit intensiver Ackernutzung A4

Jahr	1997	1998	1999
Fruchtart Sorte	Winterweizen Contra NB	Sommergerste Krona MB	Winterraps
Bodenbearbeitung	Pflug	Pflug	Pflug
Düngung • mineralisch (kg/ha)			
••N	5.3.97 75,6 KAS 12.5.97 53,7 KAS	4.4.97 54,3 KAS 28.5.97 53,7 KAS	14.4.98 32 NPK 21.4.98 35 NPK
••P		14.4.98 12 NPK 21.4.98 13NPK	25.8.98 40 KAS 13.3.99 108 KAS 10.4.99 66 Harnstoff
••K		14.4.98 18 NPK 21.4.98 20NPK	
Pflanzenschutz ¹⁾			
•Herbizid	2.9.96 Touchdown 4l/ha/ GlyphosatBT. 23.3.97 Foxtril 0,6 l/ha/ Bifenox, Ioxynil, Mecoprop-P 12.5.97 Optica DP 1,2 l/ha/ Dichlorprop + Foxtril 2 l/ha/ Bifenox, Ioxynil, Mecoprop-P 14.5.97 Pointer 20 g/ha/ Tribenuron + Hoestar 20g/ha/ Amidosulfuron	18.8.97 Touchdown 2,4 l/ha / Glyphosat-T. 17.5.98 Basagran DP 0,06 kg/ha / Dchlorprop+Optica DP 1,35 l/ha/ Dichloprop	18.9.98 Butisan Top 0,8 l/ha/ Metazachlor
•Fungizid	15.5.97 Alto 100 1,3 l/ha/ Cyproconazol + Falimorph 0,6 l/ha / Aldimorph 3.6.97 Tiptor 1 l/ha/ Cyproconazol + Matador 1 l/ha/ Tebuconazol	7.5.98 Ralon 0,35 l/ha/ Fenoxaprop 17.5.98 Desgan 0,71 l/ha/ Propiconazol	
•Insektizid			15.9.98 Schneckenkorn 4kg/ha Metaldehyd) 30.3.99 Fastac SC 0,1 l/ha / alpha-Cypermethrin
•Wachstumsregulator	12.5.97 Cycocel 1,5 l/ha / Chlormequat		

¹⁾ Handelsname: Ausbringungsmenge / Wirkstoff

Anlage 14: Testung des Sorptionsverhaltens der keramischen Saugsonden

chemische Zusammensetzung des Materials: 67,0 % Al_2O_3
28,5% SiO_2

Probenbezeichnung	Cd (•g/l)	Pb (•g/l)	Cu (•g/l)	Zn (•g/l)	Al (•g/l)	Cr (•g/l)	Ni (•g/l)	Mn (•g/l)
Perkolationslösung 1	12,5	10,6	1,7	140	8,7	10,4	11,4	10,8
nach 32,5 ml	<0,2	10,8	10,7	93	136	<0,5	2,7	1,5
nach 67,5 ml	<0,2	9,4	14,6	403	38,4	<0,5	27,1	1,7
nach 100 ml	<0,2	8,1	15,1	291	9,9	<0,5	18,0	1,5
nach 132,5 ml	<0,2	6,3	7,4	162	2,0	<0,5	10,9	0,8
nach 167,5 ml	<0,2	6,9	12,9	97,4	8,6	<0,5	6,6	1,1
nach 205 ml	<0,2	7,2	10,2	184	6,4	<0,5	16,4	1,0
nach 252,5 ml	<0,2	4,3	7,8	28,5	48,2	<0,5	3,2	0,6
nach 287,5 ml	<0,2	86,4	10,7	34,1	61,9	<0,5	6,5	0,9
nach 337,5 ml	<0,2	5,8	4,6	27,8	47,7	<0,5	2,9	0,8
nach 387,5 ml	<0,2	5,8	5,2	19,4	<1,0	<0,5	5,3	2,3
nach 435 ml	<0,2	10,9	7,8	35,0	3,2	<0,5	11,0	4,9
nach 485 ml	1,1	4,4	4,6	47,4	2,4	<0,5	11,3	8,3
nach 535 ml	2,7	4,3	4,9	69,4	2,0	<0,5	13,7	11,0
nach 585 ml	4,7	6,0	9,2	110	16,8	<0,5	17,8	15,3
nach 635 ml	6,6	7,3	9,5	156	15,0	<0,5	18,6	16,9
nach 685 ml	8,3	8,3	12,4	194	20,0	<0,5	19,8	18,3
nach 735 ml	9,8	6,0	9,2	197	23,1	<0,5	18,5	18,5
nach 785 ml	10,8	5,1	8,6	203	64,3	<0,5	18,0	17,5
nach 835 ml	9,7	6,6	28,1	348	65,5	<0,5	17,0	15,0
nach 885 ml	6,0	3,2	5,9	91,9	28,9	<0,5	10,5	9,5
nach 935 ml	5,2	2,1	5,8	60,6	16,0	<0,5	12,1	8,7
nach 985 ml	7,9	2,2	4,1	105	73,1	<0,5	13,1	12,5
nach 1085 ml	13,9	4,2	8,1	200	53,2	<0,5	15,5	17,1
nach 1185 ml	15,4	3,1	7,8	223	48,2	<0,5	13,9	15,0
nach 1285 ml	14,0	1,5	5,6	188	53,1	<0,5	12,4	12,7
nach 1385 ml	13,3	2,1	8,2	192	56,1	<0,5	12,6	11,9
nach 1485 ml	12,2	1,8	8,2	187	95,5	<0,5	12,0	11,6
nach 1585 ml	12,8	1,8	10,2	196	59,6	<0,5	12,1	11,7
nach 1685 ml	13,1	1,7	10,9	190	63,1	<0,5	12,5	11,6
nach 1785 ml	13,0	4,0	12,7	216	64,7	<0,5	14,2	11,6
nach 1885 ml	12,9	2,0	12,1	194	61,8	<0,5	12,9	11,4
nach 1985 ml	12,8	2,3	11,8	195	67,5	<0,5	12,8	11,5
Perkolationslösung 2	12,1	9,2	10,7	144	10,5	8,7	11,4	11,3

Perkolationslösung 1 : Zusammensetzung der Testlösung vor Versuchsbeginn

nach ... ml : Zusammensetzung des Saugkerzenperkolates nach einem Durchfluss von ... ml

Perkolationslösung 2 : Zusammensetzung der Testlösung nach Versuchsende

Fortsetzung Anlage 14

Probenbezeichnung	NH ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NO ₂ (mg/l)	o-Phosphat (mg/l)
Perkolationslösung 1	0,07	62,9	600	170	<0,1	0,12
nach 100 ml	0,06	29,2	80,4	23,7	<0,1	0,050
nach 200 ml	<0,01	54,0	492	143	<0,1	0,090
nach 300 ml	<0,01	64,6	590	170	<0,1	0,12
nach 400 ml	<0,01	67,2	615	176	<0,1	0,14
nach 500 ml	<0,01	64,9	620	177	<0,1	0,13
nach 600 ml	<0,01	66,3	615	177	<0,1	0,11
nach 700 ml	<0,01	65,1	605	175	<0,1	0,11
nach 800 ml	<0,01	62,8	590	171	<0,1	0,11
nach 900 ml	<0,01	65,0	620	178	<0,1	0,11
nach 1000 ml	<0,01	63,2	600	175	<0,1	0,10
nach 1100 ml	<0,01	63,3	605	176	<0,1	0,10
nach 1200 ml	<0,01	64,2	610	178	<0,1	0,10
nach 1300 ml	<0,01	63,1	605	177	<0,1	0,075
nach 1400 ml	<0,01	65,4	625	179	<0,1	0,075
nach 1500 ml	<0,01	63,6	605	176	<0,1	0,070
nach 1600 ml	<0,01	63,4	605	175	<0,1	0,065
nach 1700 ml	<0,01	64,4	615	177	<0,1	0,050
nach 1800 ml	<0,01	64,5	615	179	<0,1	0,050
nach 1900 ml	0,1	64,9	615	179	<0,1	0,055
nach 2000 ml	0,02	63,4	605	178	<0,1	0,055
Perkolationslösung 2	0,01	64,2	620	178	<0,1	0,12

Perkolationslösung 1 : Zusammensetzung der Testlösung vor Versuchsbeginn

nach ... ml : Zusammensetzung des Saugkerzenperkolates nach einem Durchfluss von ... ml

Perkolationslösung 2 : Zusammensetzung der Testlösung nach Versuchsende

Anlage 15: Kapillarer Aufstieg in Abhängigkeit von der Bodenwassersaugspannung im Wurzelraum und dem Grundwasserpegel zu unterschiedlichen Zeitpunkten während der Vegetationszeit auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland A1

Boden- schicht (cm)	1997								1998							
	10.6.		20.6.		10.7.		1.8.		1.6.		1.7.		1.8.		10.8.	
	at ¹⁾	mm/d ²⁾	at	mm/d	at	mm/d	at	mm/d	at	mm/d	at	mm/d	at	mm/d	at	mm/d
10	10	0	15	0	15	0	15	0	10	0,33	15	0	15	0	15	0
20	10	0,11	15	0,13	15	0,08	15	0	10	0,75	15	0	15	0	15	0
30	2	0,41	8	0,59	8	0,49	15	0,17	2	1,11	15	0,33	15	0	15	0
40	2	0,28	8	0,35	8	0,37	15	0,11	2	0,97	15	0,49	15	0,07	15	0,07
50	0,2	0,01	0,2	0,1	0,3	0,06	1	0,09	0,2	0,66	1	0,57	3	0,30	5	0,30
60	0,2	0,17	0,2	0,12	0,3	0,18	1	0,47	0,2	0,48	1	0,63	3	0,33	5	0,33
70	0,2	0,33	0,2	0,29	0,2	0,26	0,4	0,55	0,05	0,11	0,3	0,58	0,5	0,27	1	0,27
80	0,2	0,11	0,2	0,09	0,2	0,07	0,3	0,51	0,01		0,3	0,52	0,5	0,45	1	0,45
90	0,03	0	0,03	0,08	0,03	-0,08	0,03	0,14			0,1	0,17	0,3	0,61	0,3	0,60
100	0,03	0	0,03	0	0,03	0,08	0,03	0,14			0,01	0 GW	0,3	0,15	0,3	0,15
110	0,05	0 GW	0,05	0GW	0,05	0,08	0,05	0					0,01	0,15	0,01	0,15
120								0 GW					0,01	-0,05	0,01	-0,05
130													0,01	-0,05	0,01	-0,05

¹⁾ Saugspannung des Bodenwassers, abgeleitet aus Neutronensondenmessungen

²⁾ mittlerer kapillarer Aufstieg innerhalb der folgenden 10 Tage, berechnet mit dem Modell HYDRUS
GW...Tiefe des Grundwasserpegels

Anlage 16: Potentielle Evapotranspiration durch Welsches Weidelgras auf einem Braunerde-Tschernosem im Thüringer Becken während Perioden mit niedrigen Wuchshöhen

Mittlere PET während Niedrigwuchsperioden (mm/d)				
1.-10.4. 2,1	11.-26.5 ¹⁾ 2,2	19.6.-4.7. ¹⁾ 3,8	26.7.-11.8 ¹⁾ 4,0	3.9.-13.9. ¹⁾ 1,7

¹⁾ mittlerer Wert jeweils 15d nach dem Schnitt

Anlage 17: Jährliche Bodeneigenschaften auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland A1 (Neuansaat 1991)

Jahr	Tiefe (cm)	Corg (%)	N _t (%)	C:N	Salz % KCl	HS	S _t (%)	pH	P _{CAL} K _{CAL} Mg _{CaCl2} Smin _{H2O} Cl				
									(mg/100 g Boden)				
1.3.97	0...30 ^{d)}	1,9	0,24	8	0,19	5,1	0,10	7,4	3,8 B ^{d)}	18,5 C	26,8 E	32,1	2,0
	60	1,0	0,13	8	0,36	3,3	0,17	7,5	1,7	5,5	34,2	120,9	2,0
	90	0,9	0,14	6	1,19	3,1	0,83	7,5	1,7	6,8	47,2	509,4	1,4
3.9.97	0...30	1,8	0,22	8	0,15	5,5	0,09	7,5	3,4 B	11,8 C	27,6 E	22,2	2,3
	60	1,0	0,13	8	0,43	3,3	0,15	7,6	1,7	4,3	37,1	110,7	1,6
	90	1,0	0,13	8	1,22	3,4	0,88	7,6	2,1	6,8	57,2	498,0	1,8
9.9.98	0...30	1,6	0,17	9	0,15	4,7	0,13	7,6	3,8 B	17,8 C	25,4 E	20,2	2,1
	60	1,0	0,21	5	0,49	3,8	0,15	7,7	1,9	6,5	36,5	106,2	1,3
	90	0,9	0,13	7	1,12	4,2	0,56	7,6	2,1	8,3	52,8	214,2	1,4
31.8.99	0...30	1,7	0,19	9	0,15	5,3	0,06	7,5	3,7 B	13 C	24,8 E		1,3
	60	0,9	0,11	8	0,27	3,7	0,09	7,6	2,1	4	32,4		0,8
	90	0,8	0,10	8	1,27	3,5	0,77	7,5	2,1	5	52,3		0,9

^{d)} Gehaltsklassen zur Einstufung der Bodenuntersuchungsergebnisse (KERSCHBERGER 1998):

A...sehr niedriger Gehalt, Düngeempfehlung: stark erhöhte Düngung gegenüber der Gehaltsklasse C

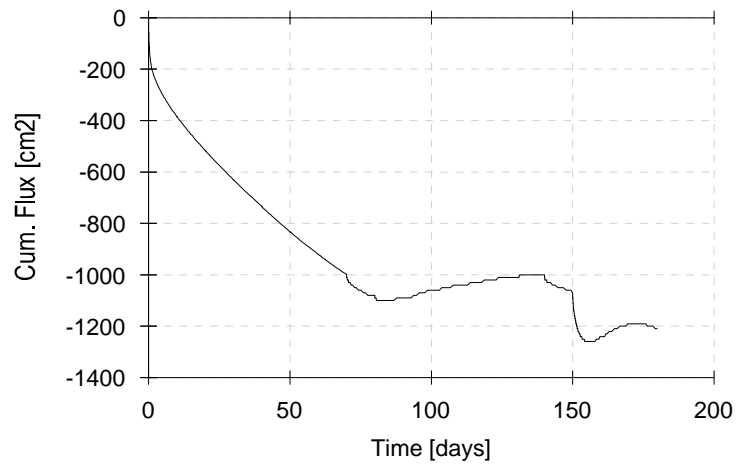
B... niedriger Gehalt, Düngeempfehlung: erhöhte Düngung gegenüber Empfehlung nach Gehaltsklasse C

C...anzustrebender Gehalt, Düngeempfehlung: Erhaltungsdüngung i.d.R. nach Nährstoffabfuhr

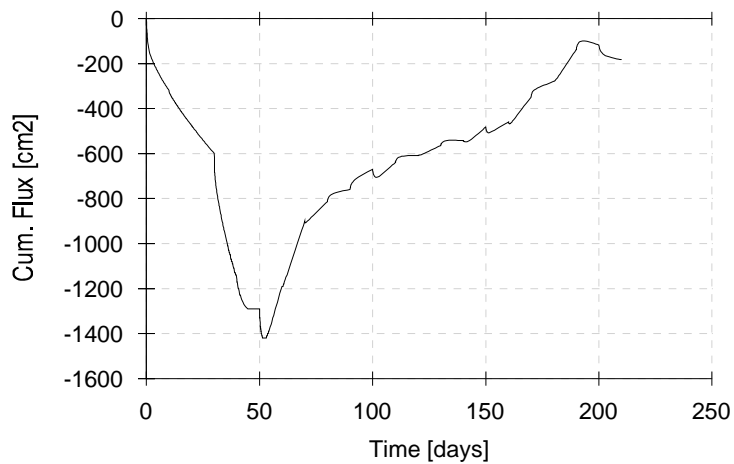
D...hoher Gehalt, Düngeempfehlung: verminderte Düngung gegenüber der Empfehlung nach Gehaltsklasse C, keine Düngung Mg

E...sehr hoher Gehalt, Düngeempfehlung: keine Düngung

Anlage 18: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/ Grundwasser auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland



Berechnungszeitraum 1.10.1997 bis 31.3.1998



Berechnungszeitraum 1.9.1998 bis 31.3.1999

Abnahme bedeutet Wasserfluss in die ungesättigte Zone aus dem Grundwasser.
 Zunahme bedeutet Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.
 Cum. Flux in $(\text{cm}^2)/10 =$ kumulativer Wasserfluss in (mm)

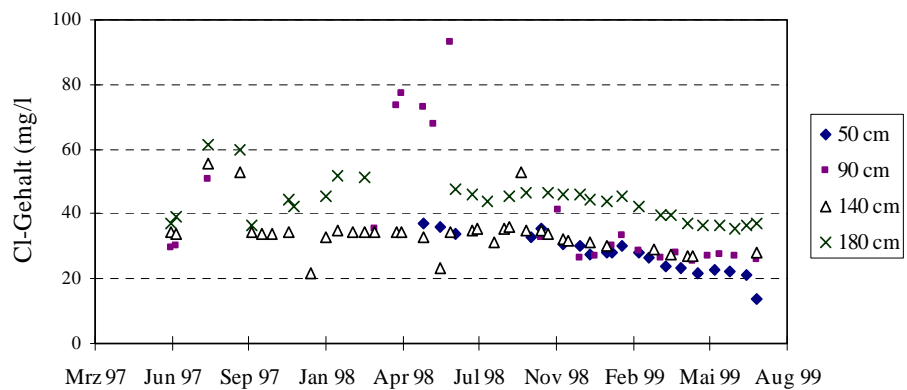
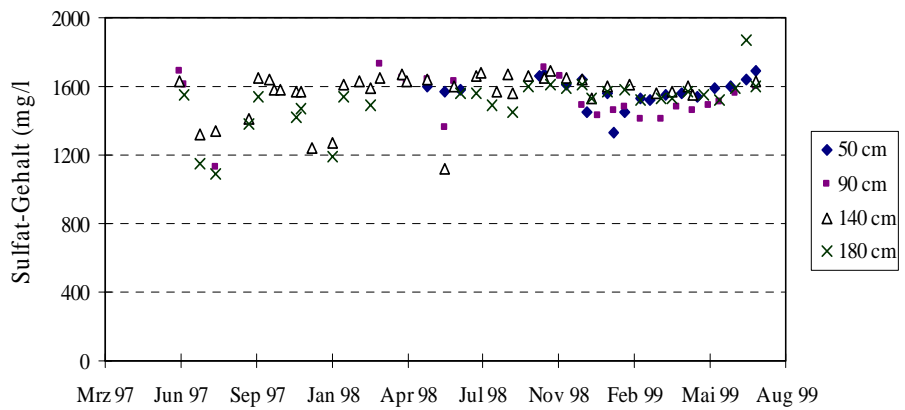
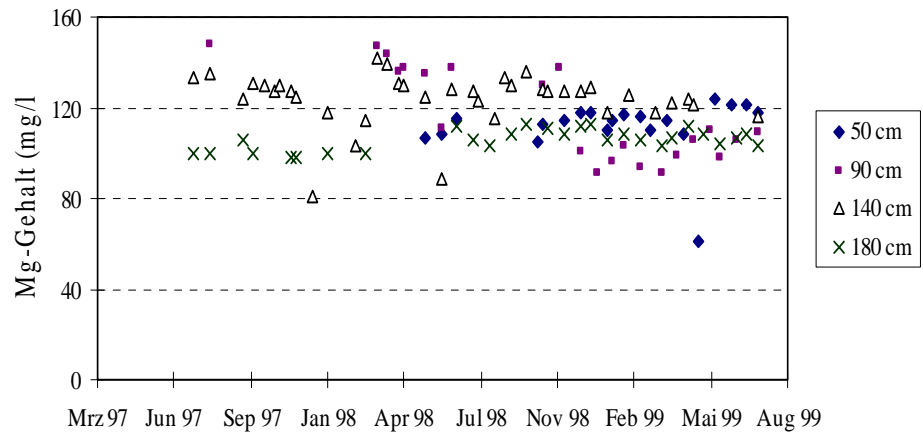
Anlage 19: N_t, C_t und P_{CAL}-Gehalte der Auensedimente des Vega-Gley A1 in verschiedenen Tiefen

Tiefenbohrung am 28.10.1997

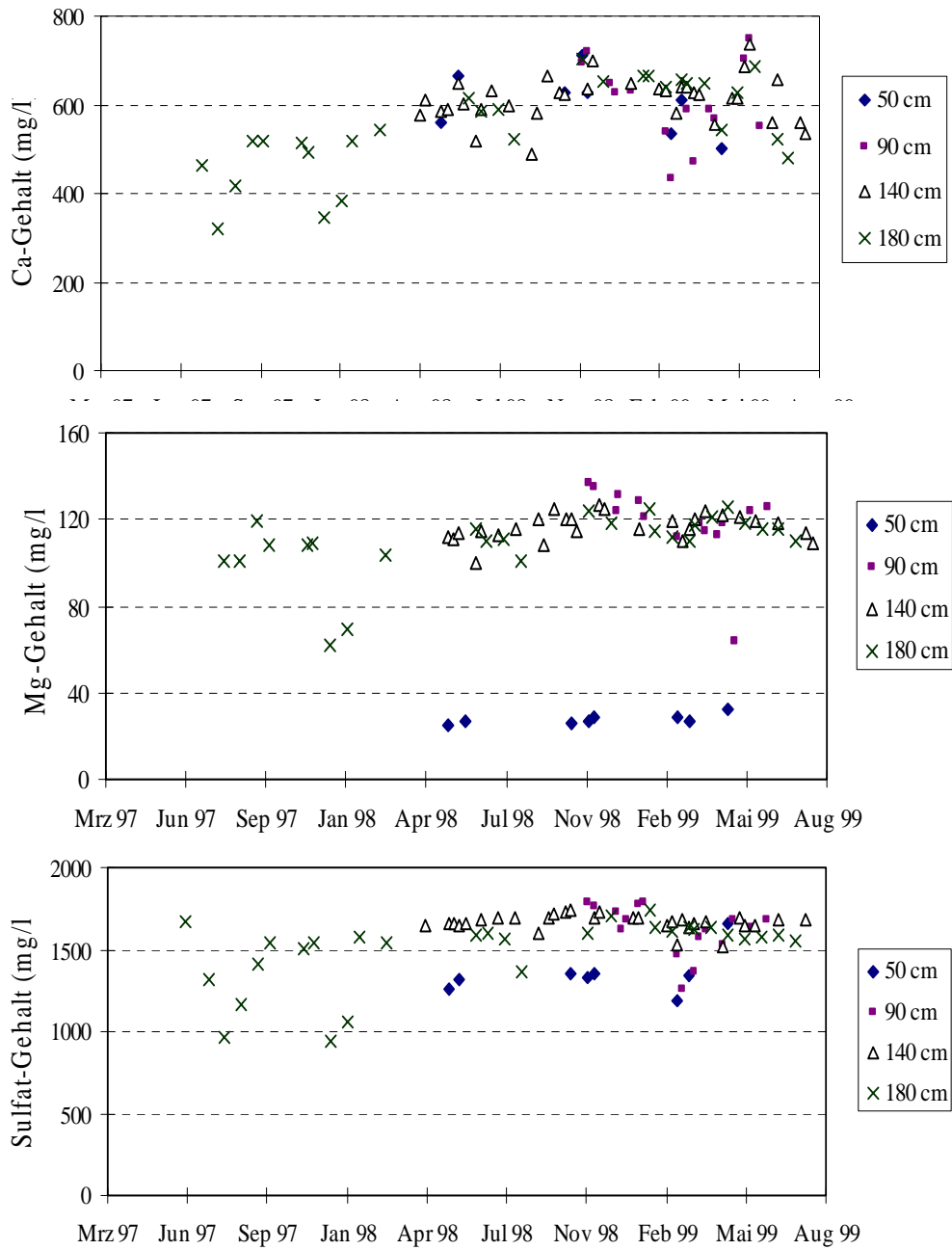
Horizont	Tiefe (cm)	N _t (%)	C _t (%)	CaCO ₃ (%)	pH	P _{Cal}	K _{Cal}	Mg _{CaCl2}
						(mg/100 g Boden lutro)		
Ah	0...30	0,21 0,02 ¹⁾	1,6 0,52	10,8 5,17	7,7 0,0	2,1 0,15	13,0 2,0	25,5 3,67
M	30..60	0,11 0,01	1,0 0,21	8,3 0,81	7,8 0,06	1,0 0,36	6,0 1,73	37,4 6,02
Gro	60..100	0,11 0,01	1,0 0,17	6,4 0,61	7,7 0,0	2,0 0,97	8,0 1,0	58,0 16,09
Gor	100..150	0,13 0,01	1,2 0,20	7,3 0,55	7,7 0,0	1,8 0,79	8,3 1,53	54,0 13,45
Gor	150..200	0,11 0,01	1,0 0,10	6,4 0,58	7,7 0,0	6,2 2,88	11,3 3,21	43,3 9,29
Gr/Fhh	200..300	0,34 0,10	4,0 1,68	18,4 13,05	7,6 0,06	7,9 2,97	13,0 6,0	36,3 4,68
Fhh/Fmk	300..400	1,09 0,22	20,8 4,11	36,8 8,97	7,4 0,0	2,9 0,69	3,0 1,0	66,7 3,79
Fhh	400..500	0,83 0,31	14,9 6,09	11,5 7,43	7,5 0,12	1,5 0,89	13, 1,00	65,0 13,0
Fmt	500..600	0,03 0,01	0,8 0,68	14,8 4,75	7,7 0,06	0,8 0,15	15, 2,00	19,8 1,04
Fmt/Kies	600..700	0,04 ²⁾	0,3	16,8	7,6	0,8	13,0	19,4

¹⁾ Standardabweichung²⁾ nur 1 Wiederholung

Anlage 20: Gehalte des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an Ca, Mg und SO₄ in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf dem Vega-Gley mit extensivem Grünland



Anlage 21: Gehalte des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an Ca, Mg und SO₄ in verschiedenen Tiefen im zeitlichen Verlauf auf der Gley -Vega mit Ackernutzung

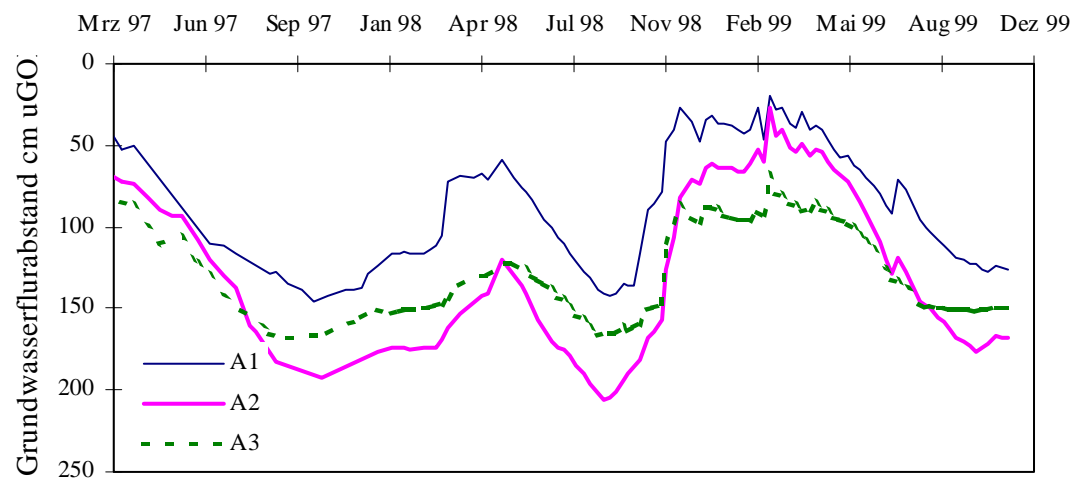


Anlage 22: Jährliche Bodeneigenschaften auf dem Vega-Gley A2

Jahr	Tiefe (cm)	Corg (%)	N _t (%)	C:N	Salz % KCl	HS	S _t (%)	pH	P _{CAL}	K _{CAL}	Mg _{CaCl2} Smin _{H2O} Cl		
											(mg/100 g Boden)		
3.9.97	0...30	1,3	0,16	8	0,09	5,0	0,06	7,6	5,6 C	9,3 B	24,5 E	5,0	2,4
	30..60	1,0	0,12	8	0,10	5,0	0,05	7,6	2,2	4,3	35,0	8,2	1,3
	60..90	0,9	0,13	7	0,28	4,5	0,11	7,6	2,2	7,5	53,0	76,0	1,3
31.8.99	0...30	1,1	0,15	7	0,07	5,0	0,05	7,3	5,6 C	14 B	20,6 E		1,6
	30..60	0,9	0,11	8	0,08	4,4	0,06	7,4	2,5	9	30,5		0,8
	60..90	0,9	0,11	8	0,31	4,0	0,12	7,4	2,8	11	46,7		1,0

¹⁾ Gehaltsklassen zur Einstufung der Bodenuntersuchungsergebnisse (KERSCHBERGER 1998): vgl Anlage 17

Anlage 23: Verlauf des Grundwasserflurabstandes auf den Böden in der Auenniederung



Anlage 24: Kapillarer Aufstieg in Abhängigkeit von der Bodenwassersaugspannung im Wurzelraum und dem Grundwasserflurabstand zu unterschiedlichen Zeiträumen während der Vegetationszeit auf der Gley-Vega mit Ackernutzung A3

Teil A: 1997 und 1998

Boden- schicht (cm)	1997						1998							
	10.6.		1.7.		10.7.		1.4.		1.6.		1.7.		1.8.	
	at ¹⁾	mm ¹⁾	at	mm	at	mm	at	mm	at	mm	at	mm	at	mm
10	15	0	15	0	15	0	0,3	0	0,5	0	5	0	8	0
20	15	0	15	0	15	0	0,3	0	0,5	0	5	0	8	0
30	10	0	10	0	15	0	0,3	0	0,5	0	2	0	10	0
40	10	0	10	0	15	0	0,3	0	0,5	0	2	0	10	0
50	15	0	15	0	15	0	0,3	0	0,3	0	0,6	0	0,8	0
60	15	0	15	0	15	0	0,3	0,03	0,3	0	0,6	0	0,8	0
70	5	0,07	8	0	8	0	0,3	0,03	0,3	0	0,5	0	0,6	0
80	4	0,28	8	0,22	8	0	0,3	0,12	0,3	0,08	0,5	0	0,6	0
90	1	0,82	4	0,22	5	0,21	0,3	0,12	0,3	0,08	0,3	0	0,3	0
100	1	0,82	4	0,68	5	0,21	0,3	0,7	0,3	0,66	0,3	0	0,3	0,1
110	0,3	0,68	0,3	0,68	0,3	0,58	0,2	0,7	0,2	0,66	0,2	0,57	0,2	0,1
120	0,3	0,68	0,3	0,62	0,3	0,58	0,2	1,17	0,2	0,99	0,2	0,57	0,2	0,71
130	GW		0,3	0,14	0,3	1,15	0,2	0,64	0,2	0,56	0,2	0,78	0,2	0,71
140			GW		0,3	1,15	GW		GW		0,2	0,78	0,2	0,86
150					GW						GW		0,2	0,86
160													GW	

1) Saugspannung des Bodenwassers, abgeleitet aus Neutronensondenmessungen

2) mittlerer kapillarer Aufstieg innerhalb der folgenden 10 Tage, berechnet mit dem Modell HYDRUS

GW.... Tiefe des Grundwasserpegels

Anlage 24: Kapillarer Aufstieg in Abhängigkeit von der Bodenwassersaugspannung im Wurzelraum und dem Grundwasserpegel zu unterschiedlichen Zeitpunkten während der Vegetationszeit auf der Gley-Vega mit Ackernutzung A3

Teil B: 1999

Bodenschicht (cm)	1999							
	1.5.		1.6.		1.7.		10.7.	
	at ¹⁾	mm/d ²⁾	at	mm/d	at	mm/d	At	mm/d
10	0,3	0,37	2,0	0,84	5	0,01	0,4	-0,18
20	0,3	0,71	2,0	1,43	5	0,22	0,4	-0,28
30	0,3	0,74	2,0	1,97	10	0,58	0,4	-0,37
40	0,3	0,81	2,0	1,26	10	0,01	0,4	-0,03
50	0,3	0,94	0,4	0,56	1	-0,01	1,0	0,21
60	0,3	0,48	0,4	0,45	1	-0,66	1,0	0,62
70	0,03	0,03	0,3	0,49	0,6	-0,03	5,0	0,62
80	0,03	0,13	0,3	0,27	0,6	0,13	5,0	0,18
90	0,03	0,09	0,03	0,07	0,3	0,49	1,0	0,18
100	GW		0,03	0,13	0,3	0,49	1,0	0,56
110			GW		GW	0,26	0,03	0,56
120						0,26	0,03	0,62
130							0,03	0,18
140							GW	

1) Saugspannung des Bodenwassers, abgeleitet aus Neutronensondenmessungen

2) mittlerer kapillarer Aufstieg innerhalb der folgenden 10 Tage, berechnet mit dem Modell
GW...Tiefe des Grundwasserpegels

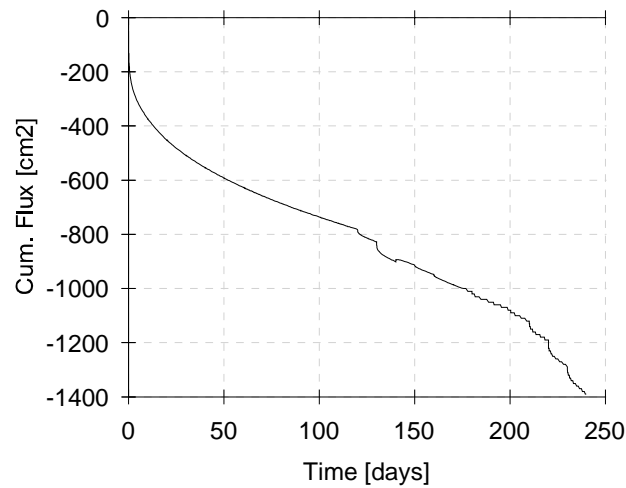
HYDRUS

Anlage 25: Jährliche Bodeneigenschaften auf der Gley-Vega A3

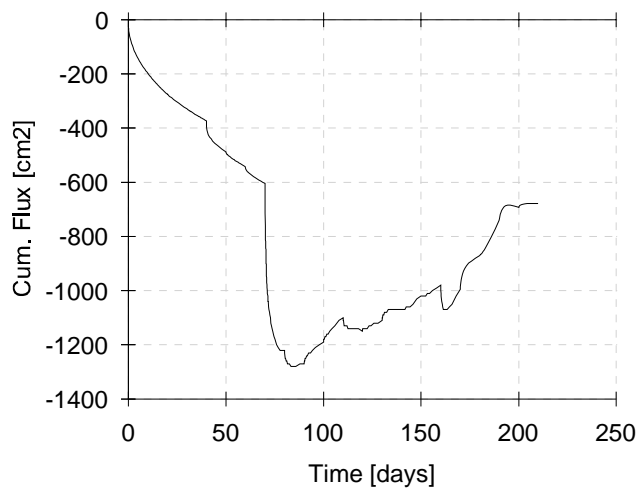
Jahr	Tiefe (cm)	Corg (%)	N _t (%)	C/N	Salz % KCl	HS	S _t (%)	pH	P _{CAL} K _{CAL} Mg _{CaCl2} Smin _{H2O} Cl (mg/100 g Boden)					
3.9.97	0...30	1,3	0,16	8	0,12	7,2	0,06	7,7	7,0 C ¹⁾	5,3 A	11,2 C	18,3	2,1	
	30..60	0,9	0,11	8	0,30	4,7	0,12	7,7	2,7	3,0	11,2	98,8	0,8	
	60..90	0,9	0,13	7	1,04	4,4	0,75	7,7	1,8	2,5	24,5	454,1	1,4	
9.9.98	0...30	1,2	0,17	7	0,14	4,5	0,10	7,6	7,1 C	4,0 A	10,7 C	20,1	1,3	
	30..60	0,7	0,10	7	0,10	3,0	0,08	7,7	2,3	1,3	10,4	40,9	1,0	
	60..90	0,9	0,13	7	1,12	3,1	0,85	7,6	1,5	1,0	20,6	188,3	1,0	
31.08.99	0...30	1,4	0,14	10	0,15	4,5		7,5	8,5 D	8,7 B	10,6 C		1,7	
	30..60	0,8	0,09	9	0,30	2,9		7,6	1,8	5,7	11,6		0,5	
	60..90	1,0	0,11	9	0,94	2,9		7,6	2,0	5,7	21,7		1,0	

¹⁾ Gehaltsklassen zur Einstufung der Bodenuntersuchungsergebnisse (KERSCHBERGER 1998): vgl. Anlage 17

Anlage 26: Kumulativer Wasserfluss im Übergangsbereich ungesättigte Zone/ Grundwasser auf der Gley-Vega mit Ackernutzung A3



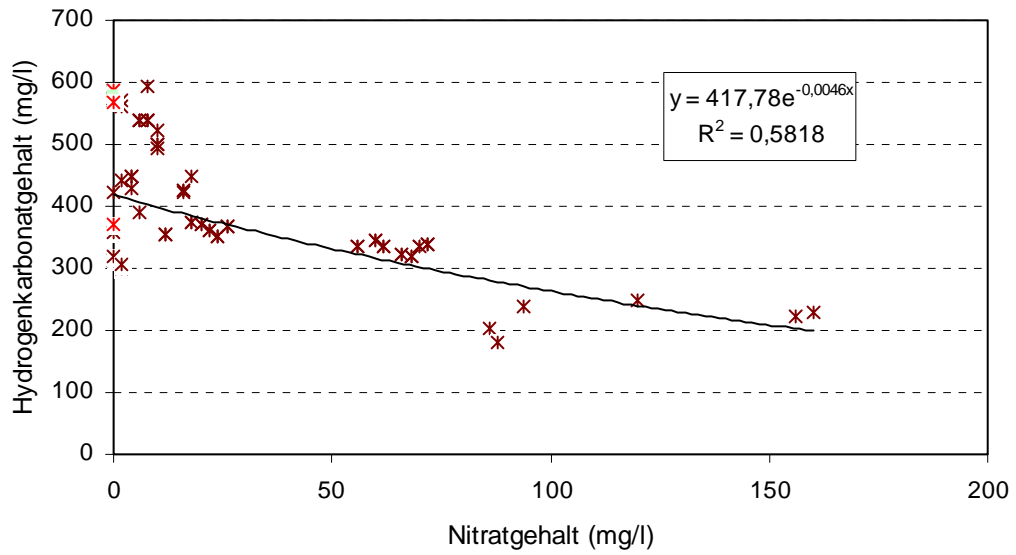
Berechnungszeitraum: 1.8.1997 bis 31.3.1998



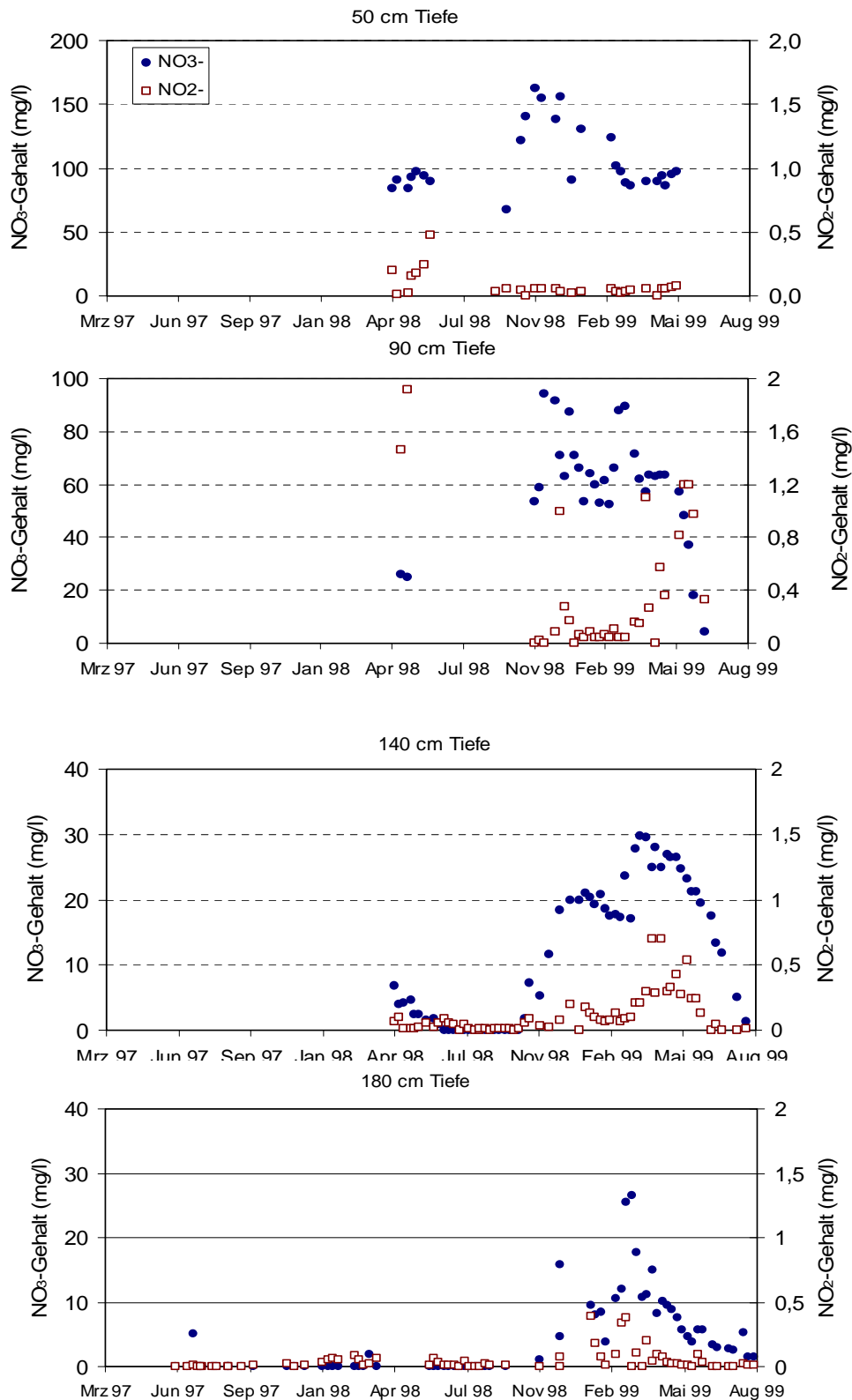
Berechnungszeitraum 1.9.1998 bis 31.3.1999

Abnahme bedeutet Wasserfluss in die ungesättigte Zone aus dem Grundwasser.
 Zunahme bedeutet Wasserfluss aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser.
 Cum. Flux in $(\text{cm}^2)/10 =$ kumulativer Wasserfluss in (mm)

Anlage 27: Beziehung zwischen dem Gehalt des Bodenwassers und oberflächennahen Grundwassers an Nitrat und Hydrogenkarbonat über verschiedene Tiefen in der 2m-Bodenzone auf der Gley-Vega A3



Anlage 28: Verlauf der Nitritgehalte im Bodenwasser und oberflächennahen Grundwasser im Vergleich zu den Nitratgehalten auf der Gley-Vega mit Ackernutzung



N

Anlage 29: Zeitlicher Verlauf der Einzelwirkstoffanalysen auf der Gley-Vega mit Ackernutzung A3
Teil B: Probenahmetiefe: 180 cm

untersuchte Wirkstoffe	Ausbrin- gungsjahr	Konzentration (•g/l)							
		Analyse am							
		15.01. 1998	28.10. 1998	09.11. 1998	26.01. ¹⁾ 1999	08.02. 1999	15.02. 1999	22.02. 1999	
Terbuthlyazin	1994	0		0			0	0	0
Bifenox	1995,1997	0,102	0		0	0			
Ioxynil	1995, 1997	0	0		0	0	0	0	0
Dichlorprop	1995, 1997	0	0	0			0	0	0
Cyproconazol	1995, 1997	0	0		0	0			
•-Cypermethrin	1996	0			0	0	0	0	0
Prochloraz	1997	0	0		0	0			

0...nicht bestimmbar

¹⁾ Beprobung von beiden Lysimetern der Meßstelle A3

Anlage 30: Zeitlicher Verlauf der Einzelwirkstoffanalysen auf der Gley-Vega mit Ackernutzung A3
 Teil A: Probenahmetiefe: 50, 90, 140cm

Wirkstoffe	Ausbrin- gungsjahr	Konzentration (•g/l) Analyse am																			
		28.4.98 50 140 cm cm		19.10.98 140 cm	10.11.98 50 90 140 cm cm cm			30.11.98 90 140 cm cm		7.12.98 140 cm	21.12.98 50 90 140 cm cm cm			11.1.99 90 140 cm cm		1.2.99 90 140 cm cm		15.2.99 90 140 cm cm	1.3.99 90 cm	22.3.99 50 90 cm cm	
Terbutylazin	1994	0	0					0	0	0							0	0	0		
Bifenox	1995,1997	3,21	1,409	0	0	0											0			0	
Ioxynil	1995, 1997			0	0								0	0						0	
Dichlorprop	1995, 1997	0	0	0	0			0	0			0					0	0	0		
Cyproconazol	1995, 1997	0	0	0	0																
•-Cypermethrin	1996					0	0						0	0			0				
Prochloraz	1997	0	0	0	0					0	0			0							

0 ... nicht bestimmbar

Anlage 32: Jährliche Bodeneigenschaften auf der Tonmergel-Rendzina A4

Jahr	Tiefe (cm)	Corg (%)	N _t (%)	C:N	Salz % KCl	HS	S _t (%)	pH	P _{CAL}	K _{CAL} Mg _{CaCl2} Smin _{H2O} Cl (mg/100 g Boden)			
3.9.97	0...30	1,8	0,21	9	0,08	6,3	0,07	7,5	6,9 C ¹⁾	39,5 E	32,6 E	2,8	2,0
	30..60	1,0	0,12	8	0,07	5,1	0,04	7,7	1,8	6,3	29,4	1,9	1,4
	60..90	0,4	0,07	6	0,09	4,7	0,04	7,8	1,7	2,8	30,2	2,4	1,7
9.9.98	0...30	2,6	0,22	12	0,07	6,3	0,04	7,4	7,4 D	44,0 E	31,8 E	0,6	1,5
	30..60	0,9	0,11	8	0,06	5,0	0,03	1,9	1,9	11,0	31,0	0,7	0,9
	60..90	0,4	0,06	7	0,07	4,7	0,03	2,0	2,0	4,8	31,1	1,3	0,9
31.8.99	0...30	2,0	0,19	11	0,08	6,5	0,05	7,4	8,3 D	44 E	32,1 E		1,3
	30..60	1,2	0,09	13	0,07	4,7	0,04	7,5	2,1	12	30,4		0,6
	60..90	0,4	0,04	10	0,07	4,0	0,04	7,6	1,8	4	30,8		0,8

¹⁾ Gehaltsklassen zur Einstufung der Bodenuntersuchungsergebnisse (KERSCHBERGER 1998): vgl. Anlage 17

Anlage 34: PSM-Screening Altlasten auf der Tonmergelrendzin A4

untersuchte Wirkstoffe	Analysehäufigkeit 11/98-02/99	Anzahl Positivbefunde
1. Triazine		
Atrazin		
Terbutylazin		
Simazin		
Propazin		
Sebutylazin		
Desmetryn		
Ametryn		
Prometryn		
Terbutryn		
Cyanazin		
Metribuzin	8	0
2. Chlorierte Kohlenwasserstoffe	8	0
3. Phenoxycarbonsäuren		
MCPA		
2.4.-D		
2.4.5-T		
Dichlofop	8	0