

ARCHIVIERUNGSEXEMPLAR



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 14/1999

Dissertation

**Gewässerversauerung
und Bodenzustand im Westerzgebirge**

Carsten Lorz

ISSN 0948-9452

Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge

Von der Fakultät für Physik und Geowissenschaften

der Universität Leipzig

genehmigte

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum naturalium

Dr. rer. nat.

vorgelegt

von Diplom-Geograph Carsten Lorz

geboren am 16.5.1965 in Cuxhaven

Archiv

Gutachter: Prof. Dr. H. Neumeister
Prof. Dr. K.-J. Sabel
Dr. P. Schreck

Tag der Verleihung: 29.3.1999

I Kurzfassung

Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge

Carsten Lorz

Dissertation, Universität Leipzig

163 S., 60 Abb., 25 Tab.

Die Einzugsgebiete der Hochlagen des Westerzgebirges sind von hoher wasser- und forstwirtschaftlicher Bedeutung. Es handelt sich durchweg um Gebiete mit geringen Pufferkapazitäten gegenüber sauren atmosphärischen Einträgen. Daraus resultieren ganz erhebliche Belastungen der dortigen Oberflächenwässer in Form niedriger pH-Werte sowie hoher Aluminium- und Mangan-Konzentrationen. Am Beispiel des Einzugsgebiets obere Große Pyra wird gezeigt, welche Bedeutung der zeitliche Verlauf von Ein- und Austrägen sowie der Umsatz in den Einzugsgebieten selbst hat. Der Chemismus der Niederschläge ist charakterisiert durch chronische Belastungen und episodische Versauerungsschübe. Neben dem stofflichen, atmosphärischen Eintrag ist jedoch auch der Einfluß des Wasserhaushaltes für die Stoffdynamik in den Oberflächenwässern entscheidend. Die massiven Einbrüche der pH-Werte („pH-Schocks“) treten stets im Zusammenhang mit einem hohen Wasserdargebot auf. Im Untersuchungsgebiet generiert sich das Oberflächenwasser während „pH-Schocks“ vorwiegend aus dem Reaktionsraum oberhalb der verdichteten basalen Fließerden oder in den Mooren oberhalb der tertiären Granitzersatzdecke. Die Reaktionsräume mit höheren Pufferungskapazitäten sind für die Masse des im Oberflächenwasser eingehenden schnellen Interflow-Wassers substratbedingt nicht erreichbar. Nur der Basisabfluß wird durch Grundwasser mit etwas höheren pH-Werten aus dem tieferen Untergrund gebildet. Die Art der Protonenquellen verschiebt sich über die Kompartimentebenen. Dabei nimmt der Einfluß des Systems mit systemprinzipieller und räumlicher Annäherung an das Oberflächenwasser oder den Vorfluter stetig zu. Die Protonenbilanzierung der Teileinzugsgebiete zeigt, daß die Moore die geringsten Pufferungsraten haben. Erhebliche Mengen an Sulfat sind in den Einzugsgebieten festgelegt. Diese Vorräte unterliegen aber momentan der Aufzehrung. Die Sanierung der Hochlagen des Westerzgebirges wird durch Verminderung der Emissionen auf überregionaler Ebene sowie durch Bodenschutzkalkungen und Waldumbau auf lokaler Ebene nur in Kombination aller drei Maßnahmen Erfolg haben. Trotzdem zeigen die geringen Effekte der aktuellen Schutzkalkungen auf die Oberflächenwasserqualität, daß nicht mit einer kurz- bis mittelfristigen Regenerierung der Systeme zu rechnen ist.

II Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand auf Anregung und unter Betreuung von Prof. Dr. H. Neumeister, Institut für Geographie, Universität Leipzig und Prof. Dr. W. Gläßer sowie Dr. P. Schreck, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie. Für ihre Anregungen, kritischen Anmerkungen und stete Bereitschaft zur Diskussion danke ich ihnen. Herrn Prof. Dr. H. Neumeister schulde ich besonderen Dank für die institutsinterne Unterstützung sowie die weitgehende Freiheit, die er mir bei der wissenschaftlichen und organisatorischen Durchführung des Projektes zugestand.

Dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, danke ich für die Projektfinanzierung und unkomplizierte Handhabung der finanziellen Seite.

Dem Forstamt Klingenthal, insbesondere Frau Lärche, Forstamtsleiterin und Herrn Körner, stellvertretender Forstamtsleiter bin ich für die Möglichkeit zur Einsichtnahme in die Betriebsunterlagen sowie die Gewährung zur Forschungstätigkeit zu Dank verpflichtet. Die tatkräftige Unterstützung durch Fr. Thomae, Revierförsterin, Forstrevier Morgenröthe ermöglichte die Niederschlagsmessungen und eine problemlose Durchführung aller Geländearbeiten.

Ohne die Mithilfe der Herren Albert und Köhler, Sächsische Landesanstalt für Forsten, Graupa, Außenstelle Morgenröthe-Rautenkranz wären entscheidende Teile der vorliegenden Arbeit nicht möglich gewesen. Ihnen gilt mein besonderer Dank. Den Herren Dr. G. Raben und Dr. H. Andreae schulde ich Dank für die Diskussion und die Überlassung von Daten sowie die Analytik aller Niederschlagsproben. Ebenso danke ich der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen sowie dem Staatlichem Umweltfachamt Plauen für die Überlassung von hydrologischen Daten.

Für die geistige und praktische Hilfe in schwierigen Zeiten des Laboraufbaus und der Endphase der Dissertation danke ich den Damen Dr. C. Franke, I. Götze, Dipl.-Geogr. D. Haase, Dr. A. Krüger sowie Dipl.-Chem. B. Schneider, Institut für Geographie, Universität Leipzig.

Für die Hilfe bei der Durchführung der statistischen Berechnungen danke ich Fr. C. Eissner sowie Herrn Dipl.-Math. R. Regber, ebenfalls Institut für Geographie. Die technische Realisierung und Wartung der Meßeinrichtungen wären nicht ohne die tatkräftige Mithilfe von A. Schneider möglich gewesen.

Nicht zuletzt bedanke ich mich bei den studentischen Hilfskräften für deren Mithilfe und Bereitschaft, auch unangenehme Arbeiten zu erledigen.

Leipzig, den 9.11.1998

Carsten Lorz

III Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG	1
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET	4
2.1 LAGE IM RAUM	4
2.2 GEOFAKTOREN	5
3 ARBEITSMETHODIK	17
3.1 THEORETISCHER ANSATZ	17
3.2 GELÄNDEARBEITEN	21
3.2.1 Kartierungen	21
3.2.2 Messungen und Probennahmen	21
3.2.2.1 <i>Oberflächenwasser</i>	21
3.2.2.2 <i>Boden und Bodenwasser</i>	26
3.2.2.3 <i>Niederschlag</i>	28
3.3 LABORARBEITEN	29
3.3.1 Oberflächenwasser und Bodenlösung	29
3.3.2 Boden	29
3.3.2.1 <i>Bodenfestphase</i>	29
3.3.2.2 <i>Bodenlösung</i>	30
3.3.2.3 <i>Sulfatgehalte</i>	31
3.3.3 Niederschlag	32
3.4 BERECHNUNGEN, STATISTIK UND FEHLEREINSCHÄTZUNG	32
4 AUSGANGSSITUATION	35
4.1 EINFÜHRUNG	35
4.2 GEOCHEMISCHE GRUNDLAGEN	36
4.3 GEWÄSSER- UND BODENVERSAUERUNG IM WESTERZGEBIRGE	41

5 AUSWERTUNG DER UNTERSUCHUNGEN	45
5.1 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION	45
5.2 OBERFLÄCHENWASSER	54
5.2.1 Hydrographie	54
5.2.2 Säurezustand des Oberflächenwassers	55
5.2.3 Durchfluß-Konzentrations-Beziehung	60
5.2.4 Versauerungsrelevante Stoffe und pH-Wert	63
5.2.5 Elektrische Leitfähigkeit	67
5.2.6 Stoffbefrachtung	69
5.3 REAKTOR- UND SPEICHERFUNKTION DER BODENFESTPHASE	73
5.3.1 Bodenfestphase	73
5.3.2 Zentrifugate und Batch	84
5.3.3 Bodenlösung (Saugkerzen)	89
5.4 BILANZIERUNG	97
5.4.1 Wasserbilanz	97
5.4.2 Stoffbilanzen	97
6 DIE ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNG DER SYSTEME	109
7 SCHLUSSFOLGERUNGEN	116
8 ZUSAMMENFASSUNG	121
9 SCHRIFTENVERZEICHNIS	125
9.1 SCHRIFTEN	125
9.2 GESETZE UND VERORDNUNGEN	135
10 KARTENVERZEICHNIS	135
11 ANHANG	136

IV Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 2-1	Karte zur Lage des Untersuchungsgebietes	4
Abb. 2-2	Bodenkundlich-quartärgeologische Übersichtsskizze (zur Lage Abb. 3-3)	8
Abb. 2-3	Beziehung von Windrichtung und SO ₂ -Konzentration am Fichtelberg 1995 - 1996 (aus Daten SLFUG 1996, 1997b)	11
Abb. 2-4	Jahresgang des SO ₂ -Mittel (a) und 98%-Perzentil (b) (aus Daten SLFUG 1994 - 1997a)	12
Abb. 2-5	Flächenbezogene Verteilung der Altersklassen der Fichte im Einzugsgebiet obere Große Pyra in % (zusammengestellt aus Datenspeicher Forst, FA Klingenthal)	14
Abb. 3-1	Konzeption Einzugsgebiet- und Ökosystemansatz	19
Abb. 3-2	Kompartimentmodell der Gewässerversauerung (verändert nach ULRICH & MATZNER 1983)	20
Abb. 3-3	Lage der Meßpunkte, Pegel, Niederschlagssammler, Bodenprofile, Schnitte und Saugkerzenanlagen	24
Abb. 4-1	Hierarchie der versauerten Gewässer (verändert nach HEMOND 1994)	38
Abb. 4-2	Modell der Protonenbilanz im Boden (vereinfacht nach VAN BREEMEN et al. 1983)	39
Abb. 4-3	Die Entwicklung der pH-Werte in Zuflüssen der Talsperren Eibenstock und Carlsfeld (aus Daten der Landestalsperrenverwaltung vom Autor zusammengestellt)	44
Abb. 5-1	Niederschlagshöhe und pH-Werte Juli 1996 bis November 1997	45
Abb. 5-2	Wöchentliche H ⁺ -Frachten im Niederschlag im Untersuchungsgebiet sowie SO ₂ -Konzentration und Windrichtung am Fichtelberg (aus SLFUG 1997a)	48
Abb. 5-3	Sulfat-Schwefeleinträge im Freiland und Kronentraufe im Niederschlagssammler im Untersuchungsgebiet	51
Abb. 5-4	Stoffeinträge im Freiland und Kronentraufe im Niederschlagssammler im Untersuchungsgebiet	53
Abb. 5-5	Pegelstand (stündlich) und Niederschlagshöhe (wöchentlich) für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete	55
Abb. 5-6	Ganglinie der pH-Werte für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete	56
Abb. 5-7	pH-Werte und Abflußtyp für das Gesamteinzugsgebiet obere Große Pyra	58
Abb. 5-8	Beziehung zwischen pH-Wert und Durchfluß für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete	60
Abb. 5-9	Beziehung zwischen pH-Wert und DOC, NO ₃ ⁻ sowie SO ₄ ²⁻ an drei Beprobungspunkten (kontinuierliche Beprobung)	64

- VIII -

Abb. 5-10	Beziehung zwischen pH-Wert und DOC an drei Beprobungspunkten (kontinuierliche Beprobung)	64
Abb. 5-11	Beziehung zwischen NO_3^- , DOC und pH-Wert im Oberflächenwasser Kleine Pyra (kontinuierliche Beprobung)	65
Abb. 5-12	Beziehung zwischen pH-Wert und Ca^{2+} , Mg^{2+} sowie Fe^{3+} in drei Beprobungspunkten (kontinuierliche Beprobung)	66
Abb. 5-13	Ganglinie der elektrischen Leitfähigkeit für das Gesamteinzugsgebiet und Teileinzugsgebiete	67
Abb. 5-14	Beziehung zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Durchfluß für das Gesamteinzugsgebiet und Teileinzugsgebiete	68
Abb. 5-15	Mittlere Ionenbilanz des Oberflächenwassers aus kontinuierlicher Beprobung für den Zeitraum 10/96 - 11/97	69
Abb. 5-16	Box-Plots für pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, DOC, Kalzium, Magnesium und Natrium aus kontinuierlicher Beprobung (10/96 - 12/97)	70
Abb. 5-17	Box-Plots für Kalium, Aluminium, Eisen, Mangan, Nitrat und Sulfat aus kontinuierlicher Beprobung (10/96 - 12/97)	71
Abb. 5-18	Mittlere pH-Werte in terrestrischen Böden in unterschiedlichen Suspensionsmitteln (n = 25 pro Horizont)	74
Abb. 5-19	Austauscherbelegung und Basensättigung (BS) in ausgewählten Profilen (Zahlen über den Säulen geben die BS in % an)	75
Abb. 5-20	H^+ -Ionen-Konzentrationen in ausgewählten Profilen, unterschiedliche Suspensionsmittel und Zentrifugation	78
Abb. 5-21	Sulfatgehalte nach vereinfachter sequentieller Extraktion	79
Abb. 5-22	Gehalte an DOC (a), NO_3^- (b), Ca^{2+} (c) und Mg^{2+} (d) im Batch und Zentrifugat	83
Abb. 5-23	Beziehung zwischen DOC, NO_3^- , SO_4^{2-} und H^+ im Zentrifugat und Batch	85
Abb. 5-24	Beziehung zwischen Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{4+} und H^+ im Zentrifugat	86
Abb. 5-25	Ionenbilanz der Zentrifugate	88
Abb. 5-26	Box-Plots für pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, DOC, Kalzium, Magnesium und Natrium (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4)	90
Abb. 5-27	Box-Plots für Kalium, Aluminium, Eisen, Mangan, Nitrat und Sulfat (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4)	91
Abb. 5-28	Box-Plots für pH und DOC in der Bodenlösung	94
Abb. 5-29	Beziehung zwischen pH und DOC in der Bodenlösung bei $\text{pH} < 5,2$	94
Abb. 5-30	Ionenbilanz der Bodenlösung aus Mittelwerten für den Zeitraum 10/96 - 7/97	96
Abb. 5-31	H^+ -Frachten im Niederschlag und pH des Oberflächenwassers	98

Abb. 5-32	Eintrag, Vorräte und Austrag von H^+ für den Zeitraum 6/96 - 8/97 (zur Berechnung Kap 3.4)	99
Abb. 5-33	Protonenbilanz für das Gesamteinzugsgebiet berechnet aus den pH-Werten des Niederschlags und des Oberflächenwassers	101
Abb. 5-34	Eintrag, Vorräte und Austrag von Sulfat für den Zeitraum 6/96 - 8/97 (zur Berechnung Kap 3.4)	103
Abb. 5-35	Stoffbilanz der Einzugsgebiete für das HJ 1996/97	105
Abb. 5-36	Mittlere Ionenbilanz von Niederschlagswasser, Bodenlösung und Oberflächenwasser für den Zeitraum 6/96 - 8/97	108
Abb. 6-1	Simulierte Reaktionsstadien in der Bodenlösung (n. WESSELINK et al. 1994b)	110
Abb. 11-1	(a-f) Aufnahmeblätter für die Leitprofile 16, 17, 18, 24, 29 und 30	137
Abb. 11-2	Bodenkarte (aus Forstlicher Standortkarte Eibenstock, Forstrevier Morgenröthe Bl. 1; 1 : 10 000; Legende S. 145)	144
Abb. 11-3	Meßeinrichtungen (oben: Wehr Große Pyra mit Sondenschwimmer und Gerätekasten, unten: Wehr Kleine Pyra mit Sondenschwimmer)	146
Abb. 11-4	Niederschlagssammler im Bestand und Bauskizze	147
Abb. 11-5	Ganglinien der pH-Werte in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern	148
Abb. 11-6	Ganglinien der eLf in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern	149
Abb. 11-7	Ganglinien der Ca^{2+} -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern	150
Abb. 11-8	Ganglinien der Mg^{2+} -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern	151
Abb. 11-9	Ganglinien der SO_4^{2-} -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern	152
Abb. 11-10	Ganglinien der NO_3^- -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern	153
Abb. 11-11	Ganglinien der Al^{3+} -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern	154

V Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1-1	Fragestellungen und Arbeitsschritte	3
Tab. 2-1	Geochemische Zusammensetzung (in Gew. %) der Granite (Jüngere Gruppe) im Westerzgebirge-Vogtland (FÖRSTER et al. 1992)	5
Tab. 2-2	Klimatische Situation im Westerzgebirge (METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1987; METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR 1955, 1961)	10
Tab. 3-1	Kompartimente, Meßebenen und Instrumentierung	21
Tab. 3-2	Übersicht über die Einzugsgebiete und Meßpunkte (vgl. Abb. 3-3)	23
Tab. 3-3	Meßpunkte und Gebietscharakteristik	25
Tab. 3-4	Bezeichnung der Saugkerzenanlagen (vgl. Abb. 3-3)	27
Tab. 3-5	Parameter im Oberflächen- und Bodenwasser, Probenvorbereitung und Analyse	29
Tab. 3-6	Methoden Bodenfestphase	30
Tab. 3-7	Sulfatextraktion aus der Bodenfestphase	31
Tab. 4-1	Wasserqualität in den Talsperren Carlsfeld, Sosa und Eibenstock 1991 - 1995 (nach PÜTZ 1996 und LTV 1991 - 1994) und Fließgewässern im Einzugsgebiet obere Große Pyra (Mittelwerte 1/96 - 10/1997)	35
Tab. 4-2	pH-Wertentwicklung in drei Fließgewässern	43
Tab. 5-1	Statistische Auswertung der pH-Werte im Niederschlag	46
Tab. 5-2	Vergleichswerte für Stofffrachten im Freiland- und Bestandsniederschlag anderer Untersuchungsgebiete in Deutschland	47
Tab. 5-3	Stoffeinträge durch nasse Deposition in der DWD-Station Carlsfeld (aus Daten SLFUG 1996, 1997a) und im Untersuchungsgebiet in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	49
Tab. 5-4	Reihung der Ionenäquivalente im Niederschlag (aus Tab. 5-3)	49
Tab. 5-5	Mittlere Anreicherungsfaktoren im Kronendurchlaß für das Untersuchungsgebiet im Zeitraum 6/96 - 7/97	50
Tab. 5-6	Hydrologische Kennwerte der Einzugsgebiete, Extremabflüsse auf monatlicher Basis für das HJ 96/97	54
Tab. 5-7	Korrelation (n. PEARSON) zwischen Stoffkonzentration und Durchfluß in verschiedenen Teileinzugsgebieten aus kontinuierlicher Beprobung (n = 18)	61
Tab. 5-8	Mittlere pH-Werte verschiedener Horizonte im Untersuchungsgebiet	73
Tab. 5-9	Korrelation (n. PEARSON) des pH-Wertes mit verschiedenen Parametern in der Bodenlösung (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4)	95
Tab. 5-10	Korrelation (n. PEARSON) verschiedener Parameter in der Bodenlösung (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4)	96
Tab. 5-11	Vereinfachte Wasserbilanz für das HJ 1996/97	97
Tab. 5-12	Protoneneintrag und -austrag der Einzugsgebiete HJ 1996/97	102
Tab. 11-1	Dichte und Profilmächtigkeit für die Berechnung des gespeicherten Sulfats und der gespeicherten Protonen	143

IV. *Abkürzungsverzeichnis*

A _o	Oberirdischer Abfluß
BS	Basensättigung in %
DBF	Dauerbeobachtungsfläche der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Graupa
DWD	Deutscher Wetterdienst
eLf	elektrische Leitfähigkeit in $\mu\text{S cm}^{-1}$
FA	Forstamt
HBEF	Hubard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA
HJ	Hydrologisches Jahr
ICP	International Cooperative Program der UN ECE
NB	Niederschlag im Bestand
NF	Niederschlag im Freiland
Q	Durchfluß in l s^{-1}
R.-/ H.-Wert	Rechts- und Hochwert
SNK	Säureneutralisationskapazität
TS	Talsperre
UN ECE	United Nations, European Commission for Economy

1 EINLEITUNG

Die Versauerung von oberirdischen Gewässern und besonders deren Folgen werden als ein Hauptproblem der Wasserverschmutzung für weite Teile Europas und NE-Amerikas angesehen. Als besonders besorgniserregend wird die Geschwindigkeit, mit der luftschadstoffinduzierte Veränderungen ablaufen, eingeschätzt (HEINRICHS et al. 1994, STEINBERG & WRIGHT 1994).

Die Versauerung von Gewässern ist kein neuartiges Problem. Anfang der 50er Jahre wurde in den skandinavischen Ländern ein zunehmend saurer Charakter des Oberflächen- und Grundwassers beobachtet (MATSCHULLAT & HEITKAMP 1994; KRIETER 1988). In Großbritannien und N-Amerika wurden saure Oberflächenwässer schon früh im Zusammenhang mit Luftverschmutzung diskutiert (HAINES 1981; GORHAM 1976, 1955). Seit den 70er Jahren wurde über saure Depositionen, saure Böden und saure Gewässer aus weiten Teilen N- und Mittel-Europas sowie NE-Amerikas berichtet. So waren besonders in Skandinavien, in den Neu-England-Staaten und in E-Kanada Fragen der Versauerung der Böden sowie des Oberflächen- und Grundwassers - vor allem auch aus bewaldeten Einzugsgebieten - schon früh Gegenstand umfangreicher Arbeiten (LIKENS & BORMANN 1995; LIKENS et al. 1977; REUSS & JOHNSON 1986; HULTBERG 1985; GJESSING et al. 1976).

In Deutschland erfolgte die Bearbeitung dieser Fragen zeitlich gestaffelt. Im Zuge der deutschen Waldökosystemforschung (FEGER 1993, 1; ULRICH et al. 1986) wurde zunächst dem Boden verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt. Schon in den zwanziger und dreißiger Jahren dieses Jahrhunderts wurde ausführlich über den sauren Charakter von forstlich genutzten Böden in Deutschland berichtet (LAATSCH 1938; HEIMATH 1933; KRAUSS 1928; RHEINWALD 1928; FRANK 1927). Erst ab Anfang bis Mitte der achtziger Jahre erfolgte im Anschluß an die Waldschadensforschung eine intensivere Beschäftigung mit der Frage der Gewässerversauerung, insbesondere mit den stark betroffenen Fließgewässern der Mittelgebirge (VEERHOFF et al. 1996; HEINRICHS et al. 1994 [jeweils mit umfangreicher Literaturzusammenstellung]).

Die Einrichtung einer ad-hoc Arbeitsgruppe „Gewässerversauerung“ 1984 (LEHMANN et al. 1985) und nachfolgend nationaler sowie internationaler Überwachungsprogramme zeigt, welche Bedeutung diesem Problem zugemessen wird (LÜKEWILLE 1994). In Deutschland werden im Rahmen des *UN ECE Übereinkommens über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung* im *International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring*

of Acidification of Rivers and Lakes (ICP Freshwater) das Ausmaß, die geographische Verbreitung, die Dosis-Wirkungsbeziehung und Langzeittrends seit 1986 erfaßt. Dabei werden pH-Wert, Sulfat-, Nitrat- und Aluminium-Gehalte ermittelt. Seit 1992 ist auch der Hauptvorfluter des Untersuchungsgebietes - die Große Pyra - Bestandteil dieses Programms (BLFW o. J.).

Der von COSTANZA et al. (1997) mit etwa 2 US\$ ha⁻¹ Jahr⁻¹ veranschlagte monetäre Wert der Wasserproduktionsfunktion in Wäldern im globalen Mittel dürfte in Deutschland allerdings bedeutend höher liegen. Die Kosten durch versauerungsbedingte Mehraufwendungen in der Aufbereitung von Rohwässern wird von EWERS (1986) für drei Wasserwerke im Harz auf 4 bis 8 % der eigentlichen Kosten geschätzt. Daneben sind auch Aufwendungen zu berücksichtigen, die an Wasseraufbereitungsanlagen sowie an Stauanlagen selbst (Staumauern der Talsperren Carlsfeld und Muldenberg) durch Korrosion entstehen (DREWES et al. 1997).

Das ökologische Gefährdungspotential und die ökonomischen Folgen der Gewässerversauerung lassen Untersuchungen zur Bewertung bewaldeter Einzugsgebiete von Trinkwassertalsperren, die sich bisher durch eine hohe Qualität der gewonnenen Rohwässer und hohe Wasserschutzfunktion auszeichneten, dringlich erscheinen (RABEN 1996, STUFA 1996, NEUMEISTER et al. 1995, HEINRICHS et al. 1994, KRIETER 1991). Das Problem der Gewässerversauerung im Erzgebirge wird zukünftig für schwach gepufferte Einzugsgebiete noch an Bedeutung gewinnen, da sowohl die Auswirkungen des Rückgangs der atmosphärischen Deposition von säurebildenden und säurebindenden Stoffen als auch des Rückgangs von basischen Einträgen in den Vorfluter durch den Ausbau von Abwasserbehandlungsanlagen nur unzureichend prognostiziert werden können.

Die Gewässerversauerung ist als ein genuin landschaftsökologisches Problem anzusehen, da an ihr Prozesse der Atmosphäre, Biosphäre, Pedosphäre, Lithosphäre und schließlich Hydrosphäre im Einzugsgebiet maßgeblich beteiligt sind. Am Beispiel des Einzugsgebietes der Großen Pyra im Oberen Westerzgebirge, einer Region mit allen Merkmalen einer „klassisch“ versauerungssensitiven Landschaft (Kammlage, Nähe zu Emissionsgebieten, basenarmes Ausgangsgestein, Nadelwaldmonokulturen [vgl. LEHMANN 1994]), wird gezeigt, wie Teileinzugsgebiete mit unterschiedlicher pedologischer Ausstattung bei gleichförmigem Gesteinsaufbau und Bewirtschaftung hinsichtlich der Oberflächenwasserqualität reagieren (KATZSCHNER & FIEDLER 1987).

Die Stabilisierung und Sicherung der natürlichen Leistungsfähigkeit der Geoökosysteme in den Hochlagen des Westerzgebirges/Sächsischen Vogtlandes ist sowohl aus ökonomischer als auch aus ökologischer Sicht erstrebenswert (s.o.). Im Freistaat Sachsen wurde diese Problematik aufgegriffen und entsprechend landesplanerische Ziele formuliert. So sieht der Landesentwicklungsplan Sachsen (SMUL 1994) die Sicherung einer kostengünstigen und qualitativ hochwertigen Trinkwasserversorgung einerseits und den Erhalt, die Erweiterung und Sanierung des Waldes zur Sicherung seiner Trinkwasserschutzfunktion - neben anderen Schutzfunktionen - andererseits vor.

Tab. 1-1 Fragestellungen und Arbeitsschritte

Fragestellung	Arbeitsschritt
Welche Stoffe werden unter Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität eingetragen?	Kontinuierliche Erfassung der Niederschlagsmenge und Stoffkonzentrationen mit Totalisatoren
Spiegelt sich bei relativer Gleichförmigkeit des Gesteinsaufbaus und der Eintragungssituation die quartärgeologisch - pedologische Ausstattung der Kleinsteinzugsgebiete in den Qualitäten des Oberflächenwassers wider?	Diskontinuierliche und kontinuierliche Erfassung von pH, LF, Durchfluß sowie bestimmter gelöster Stoffe im A ₀ für Teileinzugsgebiete; Erfassung von pH, LF sowie bestimmter gelöster Stoffe in den Bodenlösungen (Saugkerzen, Zentrifugate, Batch) Kennwerte der Bodenfestphase
Welche Stoffe fungieren als Protonendonatoren ?	Gebietsspezifische Zusammenhänge zwischen DOC, Nitrat, Sulfat, Aluminium und pH-Wert in Bodenlösung (Saugkerzen, Zentrifugate) und Oberflächenwasser
Welches stoffbezogene Retentionsverhalten kann für die Einzugsgebiete erkannt werden?	Charakterisierung der pedologischen Verhältnisse und Ermittlung der gespeicherten Vorräte (Schwerpunkt Sulfat mit sequentieller Extraktion)
Welcher Zusammenhang besteht zwischen Stoffeintrag und -austrag?	Schlußfolgerungen aus den Einzelergebnissen
Wie sind die Möglichkeiten der Sanierung einzuschätzen?	Literaturabgleich mit Ergebnissen der Untersuchungen

Aus diesen Vorgaben und dem hohen ökologischen Risikopotential der Gewässerversauerung leitet sich ein Handlungsbedarf ab, der eine detaillierte geoökologische Betrachtung der Situation in den Einzugsgebieten der Talsperren des Westerzgebirges/Sächsischen Vogtlandes notwendig macht (NEUMEISTER et al. 1995, KRÜGER et al. 1997).

Den zukünftigen Forschungsbedarf hinsichtlich der Gewässerversauerung haben die Teilnehmer des Dahlem Workshops „Acidification of Freshwater Ecosystems“ schon 1992 (STEINBERG & WRIGHT 1994) detailliert dargestellt. Daraus wurden für die vorliegende Arbeit die in Tab. 1-1 genannten Fragestellungen abgeleitet.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 LAGE IM RAUM

Das Untersuchungsgebiet liegt im südöstlichen Teil des Vogtlandkreises, Regierungsbezirk Chemnitz, Sachsen auf dem Gebiet der Gemeinde Morgenröthe-Rautenkranz. Die Südgrenze des Untersuchungsraumes fällt mit der Staatsgrenze zur Tschechischen Republik zusammen (Abb. 2-1).

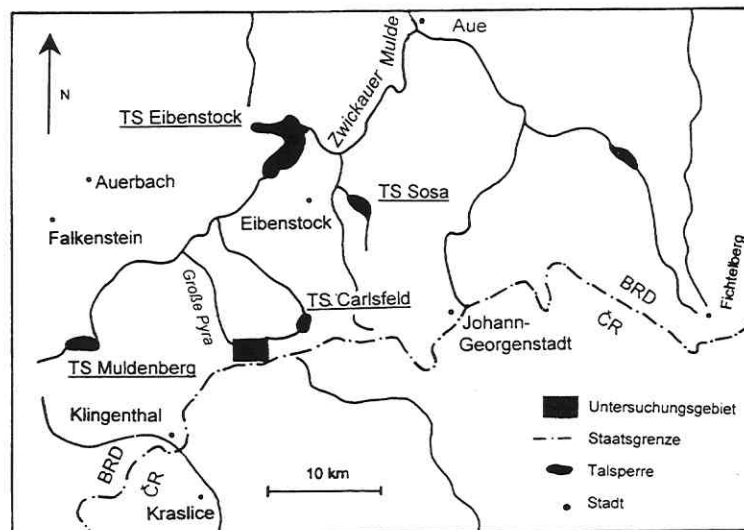


Abb. 2-1 Karte zur Lage des Untersuchungsgebietes

Das ca. 5,5 km² große Gebiet umfaßt den höchstgelegenen Teil des Einzugsgebietes der Großen Pyra, jedoch ohne den tschechischen Teil (ca. 0,5 km²). Der niedrigste Punkt befindet sich bei 745,0 m ü. NN am Pegel Sachsengrund, während der höchste Punkt auf 952,7 m ü. NN im Kammbereich liegt (Abb. 3-3).

Das Untersuchungsgebiet liegt im Grenzbereich Vogtländisches Erzgebirge/Oberes Westerzgebirge (Hohes Vogtland), gehört jedoch aus forstwirtschaftlicher Sicht und

hinsichtlich der natürlichen Ausstattung zum Erzgebirge (SCHWANECKE et al. 1996). Entlang der Wasserläufe des Untersuchungsraumes erstreckt sich die Schutzzone II (Abstand ± 100 m) des Wasserschutzgebietes der Talsperre Eibenstock.

2.2 GEOFAKTOREN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das Untersuchungsgebiet wird in WNW-ESE-Richtung durch den Hauptvorfluter Große Pyra konsequent zur Zwickauer Mulde entwässert. Die Kleine Pyra als größter Zufluß fließt nordöstlich parallel dazu. Der Ursprung aller größeren Bäche liegt im gering geneigten Kambereich, nur wenige kleinere Zuflüsse entspringen in Quellmulden unterhalb der Versteilungsstufe.

Nach GÄBERT (1899) gehört das Untersuchungsgebiet zum Bereich des Eibenstocker Granits, der von wenigen Eruptivgängen und einer größeren Anzahl von Eisen- und Zinnerzformationen durchsetzt ist. Die Granite des Untersuchungsgebietes treten als variskische postkinematische Gesteine im großen Zentralmassiv von Eibenstock-Neudeck im westlichen Teil der Fichtelgebirge-Erzgebirge-Antiklinalzone auf (PIETZSCH 1956, FÖRSTER et al. 1992).

Tab. 2-1 Geochemische Zusammensetzung (in Gew. %) der Granite (Jüngere Gruppe) im Westerzgebirge-Vogtland (FÖRSTER et al. 1992)

	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	FeO	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	F	Sn
	Gew.-%												ppm
Ei 1	74,5	0,10	13,6	0,30	1,10	0,02	0,19	0,42	3,40	4,70	0,30	5500	45
Ei 2	74,3	0,06	14,1	0,25	0,90	0,02	0,12	0,37	3,40	4,40	0,40	7500	46
IG 1-2	73,8	0,18	14,0	0,48	0,96	0,02	0,20	0,55	3,50	4,80	0,30	2000	24

Ei 1 = Hauptintrusionsphase (Lokalität Sosa); Ei 2 = 1. Zus. Intrusionsphase (Lokalität Blauenthal);
IG 1-2 = Xenolithe in Ei 1 (Lokalität Walfischkopf u. Krinitzberg)

Aus geochemischer Sicht bestimmen die hohen SiO₂-Gehalte (73,8 bis 74,5 Gew.%) einerseits und die geringen Gehalte an Kalzium und Magnesium andererseits den extrem sauren Charakter der Granite. Typisch für kalziumarme Granite sind hohe Gehalte an Natrium aus den Plagioklasen. Im Vergleich zu den stärker basischen Graniten des Fichtelgebirgskomplexes sind in den hochdifferenzierten Graniten des Westerzgebirges inkompatible Elemente wie Rubidium, Lithium, Fluor, Zinn und Cäsium stärker angereichert. Charakteristisch für den jüngeren Intrusionskomplex sind Topasvorkommen - als

akzessorisches Mineral aufgrund hoher Fluoridgehalte - und hohe Gehalte an Zinn (FÖRSTER et al. 1992). Letzteres wurde in den Talverfüllungen der Großen Pyra als Seifen abgebaut.

Im Untersuchungsgebiet dominiert der Turmalingranit. Er wird beschrieben als ein körniges Gemenge aus Feldspäten (Orthoklas, blassrot und Albit, weiß), Glimmer und Quarz (FÖRSTER et al. 1992).

Der Untergrund des Untersuchungsgebietes wird nach GÄBERT (1899) gänzlich von Granit-Varietäten des Eibenstock-Neudecker Massivs eingenommen. Es herrscht der „normale grobkörnige“ Turmalingranit vor, wobei großflächig über das Gebiet verteilt sich porphyrtiger grobkörniger Turmalingranit findet. Im Zusammenhang mit diesem ist häufig das Vorkommen von Blöcken des feinkörnigen Turmalingranites zu beobachten. Am NE-Hang des Rammelsbergs und im Bereich des Kammes liegt eine feinkörnige Varietät des Turmalingranites vor, der in einigen Bereichen auch als fein- bis mittelkörniger Turmalingranit auftritt. Großflächig ist der Granit jedoch durch Verwitterungsbildungen - Granitgrus und Granitzersatz - überlagert. Dieser wiederum wird von jüngeren Bildungen wie Lockergesteinsdecken, Mooren oder quartären und holozänen Talverfüllungen überdeckt.

Aus hydrogeologischer Sicht ist das Erzgebirge, wie das kristalline Grundgebirge allgemein (STOBER 1995, 5; HÖLTING 1992, 106), bisher kaum untersucht. Die Landschaften mit oberflächennahem, kristallinem Grundgebirge gelten gemeinhin als Grundwassermangelgebiete. Grundwasser kann sich nur entlang von Störungszonen, im oberflächennahen Verwitterungsbereich und in Talsedimenten sammeln und bewegen. Grundwässer aus dem kristallinen Grundgebirge sind in der Regel äußerst schwach mineralisiert und salzarm, auch wenn Thermalwässer auftreten können (STOBER 1995, 5). Das Klüftungs- und Störungsinventar kann grob zur Abschätzung der Wasserwegsamkeit und der Speicherfähigkeit des Kluftgrundwasserleiters genutzt werden. Dabei sind die Ausbildung und Ausrichtung des Kluftnetzes und besonders der Entspannungsklüfte im Sattelpbereich für hydrogeologische Fragen von Bedeutung (HÖLTING 1992, 107). Die Klüftigkeit des Granits im Untersuchungsgebiet wird als weitständig beschrieben, die den Granit bei horizontaler Klüftung in matrattenförmige Platten oder bei vertikaler Richtung in rohkubische oder polyedrische Blöcke spaltet. Die wenigen vorhandenen Klüfte sind wohl stark mit Verwitterungsmaterial sandigen bis tonigen Charakters (Ghur) ausgefüllt (GÄBERT 1899). Tektonische Störungen verlaufen erzgebirgisch und herzynisch (KUGLER & NEUMEISTER 1971), größere Verwerfungszonen sind jedoch nicht bekannt. Die hydraulischen Eigenschaften der Granite des Untersuchungsgebietes können somit grob als

wasserundurchlässig bis schlecht durchlässig charakterisiert werden (STOBER 1995, 9; HÖLTING 1992, 107, 109). Jedoch läßt die Existenz von Quellen, besonders von solchen, die durch ausgeglichene Wassertemperaturen auffallen, auf vereinzelte Verbindungen über Entspannungsklüfte mit dem tieferen Untergrund schließen. Insgesamt wird die Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes durch flache Grundwässer dominiert (vgl. BRAHMER 1990), die sich in den Porengrundwasserleitern der Talverfüllungen mit größerer Mächtigkeit und in geringmächtigen Lockergesteinsdecken der Hänge oder in Mooren bewegen.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Kammbereich der etwa 30 - 40 km breiten Pultscholle des Erzgebirges. Während am Südrand dieser Pultscholle nur kurze, stark eingetiefte Täler zu finden sind, wird der Nordrand durch lange, mäßig eingetiefte Sohlen- und Wannentäler geprägt, die die Hochflächen parallel voneinander trennen (KUGLER & NEUMEISTER 1971; HAEFKE 1959). Die Hochflächen des Erzgebirges wurden infolge der starken tertiären Heraushebung erosiv stark zerschnitten (GELLERT 1958). Die von BÜDEL (1934, zit. in GELLERT 1958) konstruierte Entstehung des großräumigen Reliefs als Rumpfflächenlandschaft wird von RICHTER (1995, 379) bezweifelt. Die im BÜDEL'schen Sinne als klimamorphologisch erklärte Abfolge von verschiedenen Flächen und zwischengeschalteten Stufenabfällen ist danach allein durch Krustenbewegung, Talentwicklung und Härtlingswirkung zu erklären.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Randbereich einer Verebnung, wobei sich die nördlichen zwei Drittel in einem Versteilungsbereich befinden. Die Verbreitung der Moore ist auf die plateauartigen Bereiche im Kammgebiet sowie das Vorkommen von lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten beschränkt. Diese werden als Reste der tertiären Verwitterungsdecke interpretiert (vgl. GÄBERT 1899, 25), die im Erzgebirge jedoch selten auftritt (KUGLER & NEUMEISTER 1971).

In den oberen Lagen der Mittelgebirge haben pleistozäne und teilweise ältere Prozesse zur Ausbildung mächtiger Lockergesteinsdecken geführt. So sind die Waldböden des gesamten Erzgebirges in 5 - 20 dm mächtigen Lockergesteinsdecken entwickelt. Diese setzen sich vorwiegend aus Gestein (Granit) des geologischen Untergrundes bei geringer Lößbeeinflussung in den Hoch- und Kammlagen (FRÜHAUF 1985) zusammen. Nomenklatorisch handelt es sich um eine dreigeteilte Abfolge von periglaziären Lagen, nämlich Oberlage, Hauptlage und Basislage (ALTERMANN 1998), deren Verbreitung sich auf die Hänge und ebenen Bereiche außerhalb jüngerer fluvialer Dynamik beschränkt.

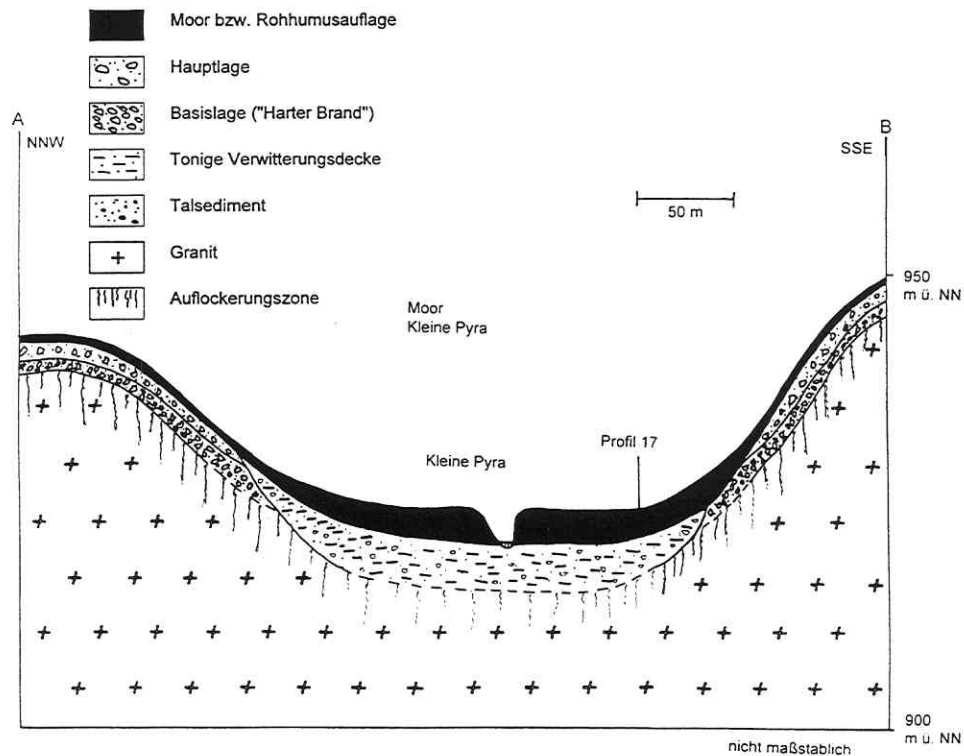
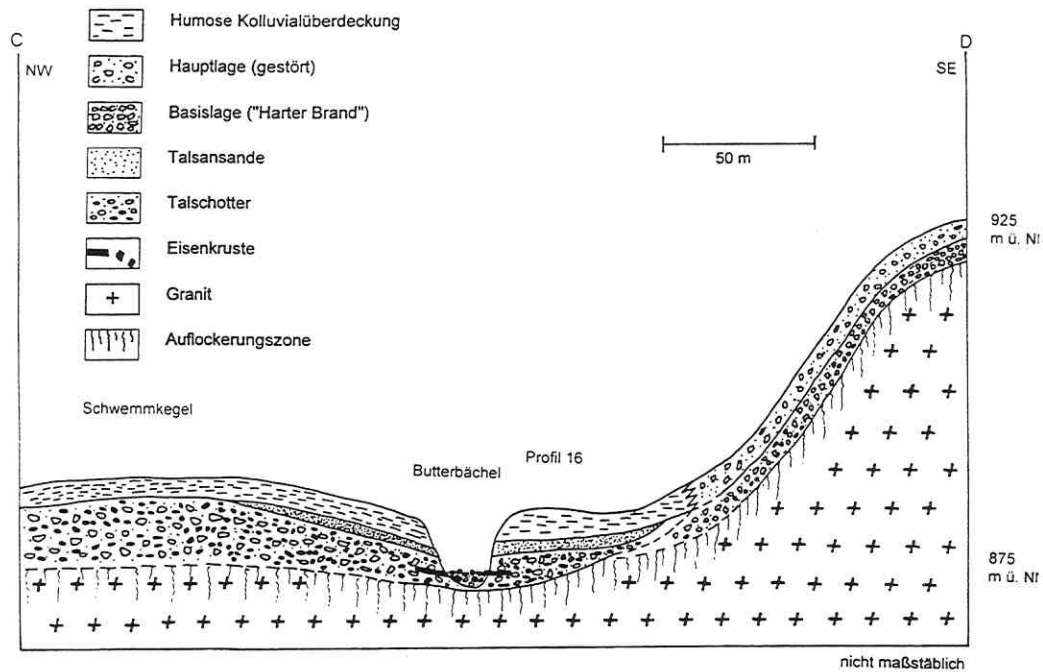


Abb. 2-2 Bodenkundlich-quartärgeologische Übersichtsskizze (zur Lage Abb. 3-3)

Die skelettreichen Oberlagen zeigen oft stärkere Podsolierungstendenzen (SCHWANECKE et al. 1996, 142, 144; HUNGER 1994). Während die jüngeren Decken zumeist aus lehmigen bis schluffig-lehmigen Sanden mit Skelettanteilen < 50 % bestehen, nimmt der Grobbodenanteil mit der Tiefe deutlich zu. In der basalen Schuttdecke dominieren schwach schluffige Substrate mit Skelettanteilen von > 60 %. Im Bereich des Eibenstocker Turmalingranits haben sich vor allem Podsole (Profile 24, 29, 30; Abb. 11-2) in kalzium- und magnesiumarmen skelettreichen Ausgangsmaterialien ausgebildet. Die stärkste Podsolierung ist in den Kamm- und Hochlagen zu beobachten. An Hängen treten auch Ranker, Fels- und Blockböden auf (HUNGER 1994). Häufig tritt in Podsolon eine verfestigte Schicht in 30-80 cm Tiefe auf, der sogenannte „Harte Brand“. Von KRAUSS et al. (1934) wird der „Harte Brand“ als für Wasser und Wurzeln undurchlässige, stark verfestigte Schicht beschrieben, die durch Durchschlammung entstanden ist. Im Untersuchungsgebiet wurde diese als dichte basale Fließerde vorgefunden. Sie wirkt als Wasserstauer und führt zum vorwiegend lateralen Abfließen von Bodenwasser (Hangzugwasser).

Grundwasserbeeinflusste Böden sind flächenmäßig nur gering verbreitet. In den Talbereichen sind sie auf pleistozänen und holozänen Talsanden und -schottern als Rohböden und Gleye ausgebildet. Diese Sedimente sind deutlich geschichtete fluviale Ablagerungen unterschiedlichster Korngrößenzusammensetzung. Das Spektrum in Profil 16 (Abb. 11-1 a) reicht von fast reinem Grus über reine Sande bis zu humosen sandigen Lehmen. Diese Sedimente weisen auf die wechselhaften Ablagerungsbedingungen - vermutlich in Folge anthropogener Eingriffe - hin und spiegeln die lokalen Gegebenheiten der Landschaftsgeschichte wider. Stärkere Verbreitung haben die Anmoor- und Moorböden (Hangmoore oder Moorgleye). In flachen Bereichen der Hoch- und Kammlagen treten typische Hochmoore auf, die zumeist mit tonigen, verlagerten Verwitterungsprodukten als Wasserstauer in Zusammenhang stehen. Diese werden als Reste der tropisch-tertiären Intensivverwitterung des Granites gedeutet. Stauwasserböden finden sich vorwiegend im äußeren Saumgebiet zu Mooren (Abb. 11-2; SCHWANECKE et al. 1996, 142, 144; HUNGER 1994; THOMAS-LAUCKNER 1966).

Die Humusaufage wird durch Rohhumus gebildet, der bei stärkerer Vernässung über Moorstagnogleye in Hangmoore übergeht. Die Humusaufagen zeigen einen extrem kleinräumigen Wechsel. Dieser ist vor allem durch flächenhafte, anthropogene Störungen des Oberbodens bedingt, die die natürliche Horizontabfolge des Oberbodens aufgelöst hat. VON ZEJSCHWITZ (1985) konnte anhand vergleichender Untersuchungen nachweisen, daß im

rheinisch-westfälischen Bergland pH-Werte, Basensättigung und Kalzium-Gehalte seit den 60er Jahren signifikant abgenommen haben. Ebenso kann KONOPATZKY (1995) für Mitteldeutschland anhand von Humusformenveränderung eine deutliche N-Eutrophierung und eine Oberbodenversauerung seit 1989 unter Kiefern beobachten. Zu differenzierteren Aussagen kommt BELOTTI (1989) für ein Untersuchungsgebiet in S-Deutschland. Unter Berücksichtigung der Säurebelastung der Bestände - ermittelt mit Hilfe von Gebietsbelastung, Baumart und Expositionsdauer - wurde für 11 von 38 ungedüngten Beständen eine Veränderung der Verarbeitungsgeschwindigkeit beobachtet, wobei jedoch die Säurebelastung nicht immer der ausschlaggebende Faktor war.

Das Erzgebirge zählt zu den kontinental beeinflussten Gebirgen des Sommerregentyps mit Niederschlagsmaxima im Juli. Die höheren Lagen und die Kammlagen sind als sehr feucht, kühl und rauh charakterisiert, während die mittleren Berglagen als feucht, kühl, schwach maritim und kontinental beeinflusst beschrieben werden (MANSFELD & RICHTER 1995). Aus den meteorologischen Daten von Stationen der Kammlagen und der mittleren Lagen wird deutlich, daß die Temperaturverteilung stark höhenabhängig ist, während die Niederschlagsverteilung eine Expositionsabhängigkeit aufweist. Dabei zeigt sich, daß die Leelagen höhere oder ähnlich hohe Niederschläge aufweisen, wie die Kammstationen. Für den Fichtelberg, wie für das gesamte Erzgebirge, ist zudem eine hohe Zahl von Nebel- und Schneetagen zu verzeichnen (Tab. 2-2).

Tab. 2-2 Klimatische Situation im Westerzgebirge (METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1987; METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR 1955, 1961)

Station	Jahresmittel 1901-1950 / 1951-1980		
	Niederschlag mm	Temperatur °C	Nebel- / Schneetage n
Carlsfeld-Weiterwiese (914 m NN)	1145 / 1238	4,4	-
Klingenthal-Aschberg (900 m NN)	1023 / -	-	-
Morgenröthe-Rautenkranz (625 m NN)	1072 / 1063	-	-
Fichtelberg (1214 m NN)	1094 / 1134	2,8	290 / 161
Eibenstock (630 m NN)	974 / 1063	6,3	-
Niederschlagssammler Untersuchungsgebiet HJ 96/97 (895 m NN)	1224,5		

Die Immissionssituation ist durch die Lage zu Emissionsgebieten, die topographische Differenzierung in Tal- und Kammlagen sowie besonders durch die Witterungsbedingungen gekennzeichnet. Dabei spielt die Lage im „Schwarzen Dreieck“ - als stark industrialisierte Region im Dreiländereck Deutschland (Sachsen), Polen (Schlesien) und Tschechien (Nord-Böhmen) - eine entscheidende Rolle (KRAM et al. 1998; ZIMMERMANN & BOTHMER 1998; PACES 1994; LIEBOLD & DRECHSLER 1991). So werden für einen episodischen SO_2 -Schub in der Station Carlsfeld zwischen dem 28.12.96 und dem 30.12.96 die tschechischen Großfeuerungsanlagen Pocerady, Komorany und Litvinov als Hauptquellen verantwortlich gemacht (SLFUG 1997b, 10). Insgesamt ist jedoch der Rückgang der SO_2 -Belastungen auf die Entschwefelung und Stilllegung verschiedener Kraftwerke sowohl in Deutschland als auch in Tschechien zurückzuführen (SLFUG 1997b, 6f). Die generell rückläufige Entwicklung der SO_2 -Grundbelastung (CONRADT et al. 1998; HEDIN et al. 1994; MEESENBURG 1994) zeigt sich allerdings in den Hochlagen des Erzgebirges weniger ausgeprägt, was auf die geringeren Ausgangswerte, die topographischen und meteorologischen Besonderheiten sowie die Nähe zu Emissionsgebieten zurückzuführen ist. Der Eintrag von basischen Kationen (Stäuben) spielte nach SLAF (1995, 19) im Erzgebirge eine dem gasförmigen Säureeintrag deutlich nachgeordnete Rolle.

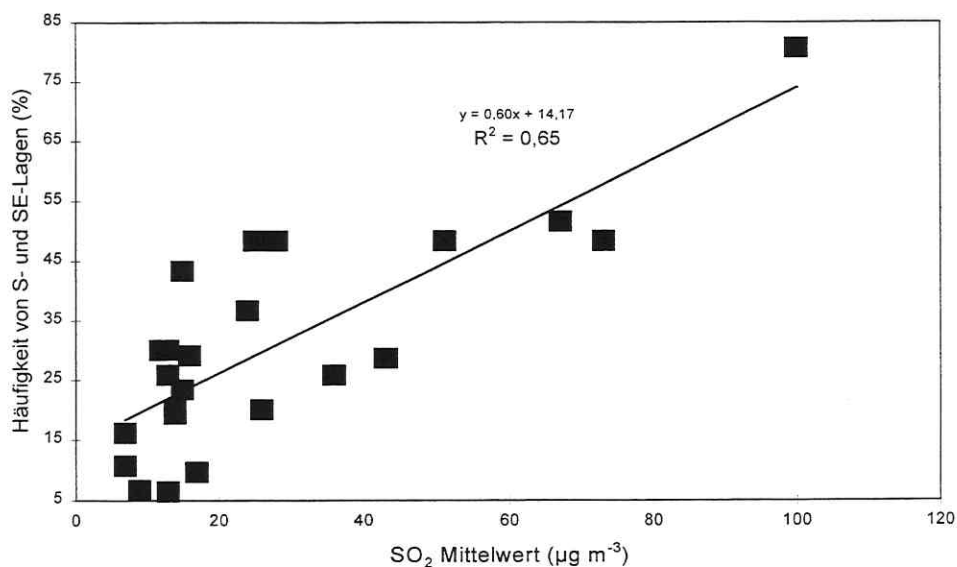


Abb. 2-3 Beziehung von Windrichtung und SO_2 -Konzentration am Fichtelberg 1995 - 1996 (aus Daten SLFUG 1996, 1997b)

Der Jahresgang der SO_2 -Konzentrationen in den Kammlagen zeigt eine deutliche Abhängigkeit zur Windrichtung und zum Ursprungsgebiet (Abb. 2-3; MARQUARDT & BRÜGGEMANN 1998). Hohe episodische Spitzenbelastungen und Mittelwerte (Abb. 2-4) weisen in den Höhenstationen auf SE-Winde und damit auf einen Transport von Schadstoffen aus Nordböhmen hin (SLFUG 1997b, 8).

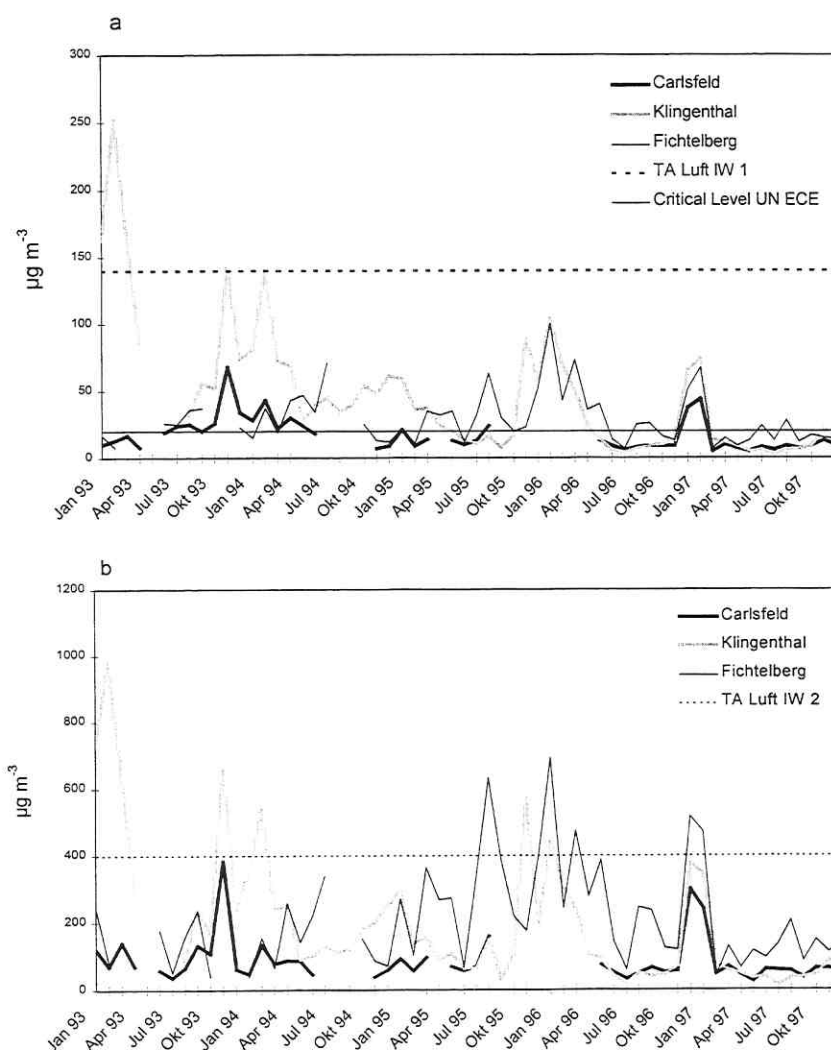


Abb. 2-4 Jahresgang des SO_2 -Mittel (a) und 98%-Perzentil (b) (aus Daten SLFUG 1994 - 1997a)

Carlsfeld, 896 m ü NN, Höhenstation, Entfernung zum Untersuchungsgebiet ca. 4 km
Fichtelberg, 1214 m ü NN, Höhenstation, Entfernung zum Untersuchungsgebiet ca. 26 km
Klingenthal, 560 m ü NN, städtisch, Smoggebiet, Entfernung zum Untersuchungsgebiet ca. 6 km.

Der von der UN ECE als *critical level* empfohlene Jahresmittelwert von $20 \mu\text{g m}^{-3}$ für Waldökosysteme wird im Westerzgebirge im Winter 1997/98 nur in einigen Stationen überschritten (Zinnwald, Olbernhau, Bärenstein). In Carlsfeld wird seit dem Winter 1996/97 dieser Wert unterschritten. Carlsfeld weist in Sachsen die geringste SO_2 -Belastung auf (CONRADT et al. 1998). Die in der DBF Klingenthal beobachteten Einträge deuten in dieselbe Richtung, jedoch zeigt sich ein steigender Gesamtsäureeintrag (bis 1996), der auf den vorwiegenden Eintrag von Ammonium(-salzen) zurückgeführt wird (RABEN & ANDREAE 1998). Die Einträge von NH_4^+ und NO_3^- zeigen nach CONRADT et al. (1998) in Sachsen jedoch keinen signifikanten Trend.

Die Belastungen lagen in den letzten 40 Jahren durchschnittlich bei $60 \mu\text{g m}^{-3}$ für das Westerzgebirge, waren aber im Raum Klingenthal-Eibenstock die niedrigsten in S-Sachsen (LIEBOLD & DRECHSLER 1991). Reinluftgebiete, wie beispielsweise die Station Schauinsland, S-Schwarzwald weisen durchschnittliche SO_2 -Konzentrationen von $2 - 5 \mu\text{g m}^{-3}$ auf (BRAHMER 1990, 118).

Eine typische Süd- bis Südost-Lage ist für den Januar 1996 zu verzeichnen (Abb. 2-4). Im Zusammenhang mit der generell hohen Eintragssituation im Winter 1995/96 sind die außerordentlichen Waldschäden im Frühjahr 1996 zu sehen. Im Vergleich zu diesem Winterhalbjahr ist im Winter 96/97 die chronische SO_2 -Belastung im Westerzgebirge und Mittelerzgebirge um 22 - 35 % zurückgegangen, was besonders durch das seltenere Auftreten von S- und SE-Lagen bedingt ist (SLFUG 1997b). Verbunden mit S- und SE-Lagen sind Geruchsbelästigungen („Katzendreckgestank“), die ebenfalls auf Emittenten in Tschechien zurückzuführen sind (SLFUG 1997b).

Eine weitere Folge von Süd- und Südostlagen im Winter ist das Einströmen von kalter Festlandluft aus dem osteuropäischen Hochdruckgebiet, was sich häufig durch großräumiges Absinken als Inversion auswirkt. Dies wiederum kann besonders in den Tallagen zur Überschreitung des IW 2-Wertes, TA LUFT führen. Daher ist der Raum Klingenthal als Smoggebiet nach der Smog-Verordnung des Freistaates Sachsen ausgewiesen.

Die ursprüngliche Vegetation war um 1000 v. Chr. im gesamten Erzgebirge ein geschlossener Wald (HEMPEL 1982), während sich heute nur noch im Kammbereich geschlossene Forste finden. REINHOLD (1942 zit. in THOMASius 1994) geht davon aus, daß

noch im 16. Jahrhundert im Westerzgebirge geschlossene Fichtenreinbestände und Fichten-Tannen-Buchenbestände vorhanden waren. 200-jährige Tannen wurden beispielsweise noch in den 20er bis 30er Jahren dieses Jahrhunderts im Bereich des Forstamtes Klingenthal geschlagen. Die potentielle natürliche Vegetation der hochmontanen Gebiete wird nach SCAMONI (zit. in THOMASIIUS 1994) und SCHMIDT (1995) durch

- Fichten(berg)wälder (*herzynischer Fichten-Bergwald* oder *Wollreitgras-Fichtenwald*) in den höchsten Lagen (Kammbereich)
- Heidelbeer-Tannenmischwälder im Komplex mit Hainsimsen-Buchenwald (mit *Tanne* und *Fichte*) in den hohen Lagen
- Hochmoorgesellschaften (*Latschenkiefer*) im flachen Kammbereich

gebildet. Buche und autochthone Fichte sind Relikte der natürlichen Vegetation. Die Verjüngung der Fichtenbestände im FA Klingenthal erfolgte bis in die 50er Jahre überwiegend durch autochthones Saatgut. Die Buche ist heute nur noch in wenigen älteren Exemplaren vertreten. Ihre Naturverjüngung war schon Ende der 50er Jahre nicht mehr möglich. Der Bergahorn war zu diesem Zeitpunkt schon völlig verschwunden (OTT et al. 1957).

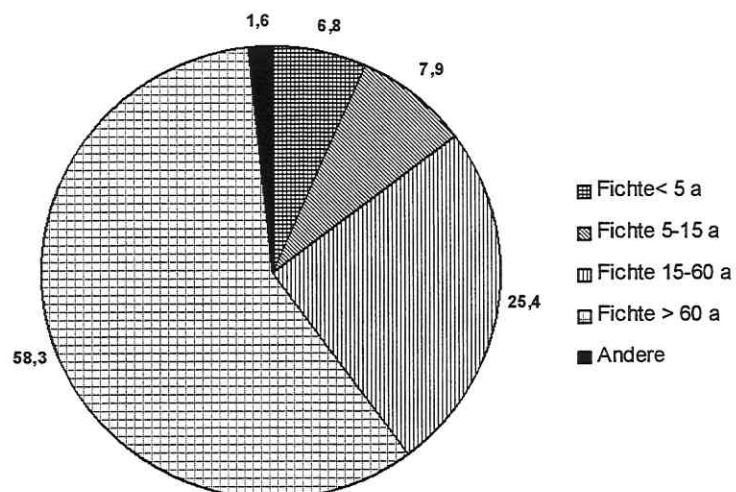


Abb. 2-5 Flächenbezogene Verteilung der Altersklassen der Fichte im Einzugsgebiet obere Große Pyra in % (zusammengestellt aus Datenspeicher Forst, FA Klingenthal)

Die aktuelle Vegetation im Untersuchungsgebiet ist geprägt durch die geregelte forstwirtschaftliche Nutzung seit dem letzten Jahrhundert, die durch V. COTTA ab 1812 initiiert wurde. Der Wuchsbezirk Westliches Oberes Erzgebirge ist durch die feucht kalten Bedingungen der Hoch- und Kammlagen charakterisiert. Die Fichte (*Picea abies*) dominiert

durch forstliche Begünstigung mit ca. 97 % den Baumartenbestand (Abb. 2-5). Sie ist zusammen mit wenigen Einzelexemplaren der Buche (*Fagus sylvatica*) und des Feldahorn (*Acer campestre*) bestandsbildend. Vereinzelt wurden in jüngerer Zeit auch Birke (*Betula pendula*) und Eberesche (*Sorbus aucuparia*) in Schonungen angepflanzt. Im Wuchsbezirk setzen sich die Bestände aus 94 % Fichte, jeweils 2 % Buche sowie Lärche und sonstige Nadelbäume sowie jeweils 1 % Kiefer und sonstige Laubbäume zusammen (SCHWANECKE et al. 1996). Die Alterszusammensetzung wird durch Fichte mit einem Alter von über 60 Jahren klar dominiert.

Nach STÖCKER (1980) lassen sich im Oberen Westerzgebirge folgende Ausbildungen der Berg-Fichtenwälder unterscheiden, die jedoch eine hohe standörtliche Differenzierung aufgrund edaphischer Varianzen aufweisen:

- Reitgras-Fichtenwald mit vorherrschendem Wolligen Reitgras in Hanglagen und auf flachgeneigten Plateaus; bei Fehlen von *Oxalis acetosella*: „Armer Reitgras-Fichtenwald“, auf vernässten Standorten Torfmoose (herzynisch-sudetische Reitgras-Fichtenwälder); *Calamagrosti villosae*-Piceetums oberhalb von 750 m ü. NN (vgl. WEIHS 1993); häufig im Untersuchungsgebiet
- Beerstrauch-Fichtenwald (*Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*) und Astmoosen über entwässerten Hochmooren verbreitet; häufig im Untersuchungsgebiet
- Reitgras-Beerstrauch-Fichtenwald; häufig im Untersuchungsgebiet
- Wollgras-Fichtenwald mit *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum magellanicum* und *Polytrichum strictum* vorwiegend in vermoorten Kammlagen, Geländedepressionen und Talsohlen verbreitet; selten im Untersuchungsgebiet

Die Krautschicht wird durch säuretolerante Arten bestimmt. Neben den obengenannten Arten tritt häufig bestandsbildend *Deschampsia flexuosa* auf. Als typische Waldbodenpflanze im Erzgebirge ist der Siebenstern (*Trientalis europea*) zu nennen. In der Strauchschicht dominiert der juvenile Aufwuchs der Baumschicht. Im Reitgras-Fichtenwald herrscht *Calamagrostis villosa* vor. Dessen Streu ist wesentlich mineralstoffreicher und N-haltiger als Streu in Beerstrauchbeständen (STÖCKER 1980).

Bei den Mooren handelt es sich im Sinne einer ökologischen Moorgliederung um mesotroph saure Zwischenmoore im Bereich der Kleinen Pyra. Einzig das künstliche Moor "Schwarzer Teich" kann als saures oligotrophes Moor mit dem Scheidigen Wollgras als Charakterart angesprochen werden. Es handelt sich im hydrologischen Sinn um ein Gebirgsregenmoor, während die übrigen Moore als Hangmoore bezeichnet werden, die stark von mineralischem Lateralzufluß (minerotroph) geprägt sind. Durch die starke Entwässerung dieser Standorte haben sich Heidelbeer-Fichtenmoorwälder (s.o.) ausgebildet. Das Auftreten von Torfmoosen (*Sphagnum spec.*) spricht jedoch für eine rezente Torfbildung (SUCCOW & JESCHKE 1986).

DÄSSLER & RANFT (1989) konnten durch floristische Vergleiche eine stärkere Vergrasung durch *Calamagrostis villosa* in den letzten 30 Jahren beobachten. Ein Rückgang der *Polytrichum*-arten sowie vieler Rinden- und Bodenflechtenarten war ebenfalls zu verzeichnen. Dafür werden die durch Waldschäden bedingte Verlichtung und die Bewirtschaftungsweise verantwortlich gemacht. Jedoch konnte insgesamt nur eine geringe Verschiebung des Artenspektrums festgestellt werden.

Als Folge der Schädigungen der Bestände durch Rauchschäden, Insektenkalamitäten sowie Windwurf und Schneebruch sind besonders die Bereiche der Hochflächen heute baumfrei bis stark aufgelichtet. Die letzten schweren Schädigungen durch Windwurf erfolgten im Winter 1997/98 und Juni 1998. Dagegen finden sich in den Hangbereichen in der Regel geschlossene bis aufgelichtete Bestände. Verlichtungen wurden jedoch auch schon in den 50er Jahren aufgrund zu hoher Holzeinschläge beobachtet (OTT et al. 1957). Mit den schweren Schädigungen des Mittleren Erzgebirges (Immissionsschadzone I - II) ist der Zustand der Bestände im Untersuchungsgebiet jedoch nicht zu vergleichen (Immissionsschadzone II - III) (SLAF 1995, 15). Neben lokalen Rauchschäden einer ehemaligen Erzwäscherei im Schneckensteingebiet (Entfernung zum Untersuchungsgebiet ca. 6 km) - und weiteren, noch älteren Schädigungen (vgl. SLAF 1995) - wurden direkte Säureschäden jedoch schon 1957 entlang der Großen Pyra bis nach Tannenbergstal und in der Umgebung von Abraumhalden beobachtet (OTT et al. 1957).

Die historische und aktuelle Nutzung der Landschaft prägt ihre Geoökologie in besonderem Maße (FEGER 1993). Vom frühen Mittelalter bis in die Mitte des letzten Jahrhunderts gab es eine enge Verbindung zwischen Forst und Bergbau, da der Bergbau große Mengen an Holz sowohl als Baumaterial als auch als Energiequelle benötigte, bis Holz durch Kohle ersetzt wurde und Massengüter über größere Entfernungen transportiert werden konnten. Für das FA Klingenthal sind als besonders raumrelevante typische Nutzungsformen der Bergbau, Pechsiederei, Hammerwerke, Kohlebrenner, Aschbereiter, Harzweide, Waldweide, Streunutzung (OTT et al. 1957) und die Forstwirtschaft zu nennen. Bis in die 30er Jahre dieses Jahrhunderts wurde der Kahlschlag als typisch für das Erzgebirge angesehen (MEYER 1935, 559). Diese Eingriffe bedeuteten einen beständigen Stoffexport, der wiederum eine Verhagerung der Böden zu Folge hatte. Diese einseitige stoffliche Verarmung erfolgte besonders im Zusammenhang mit den Rodungsphasen des 11. und 12. Jahrhunderts, des 15. und 16. Jahrhundert und schließlich mit der dritten Rodungsphase im 17. Jahrhundert auch in den höchsten Lagen des Erzgebirges (THOMAS 1994).

3 ARBEITSMETHODIK

3.1 THEORETISCHER ANSATZ

Das Einzugsgebiet der oberen Großen Pyra wird als ein zweckgerichtet abgrenzbares System verstanden. Ein- und Austräge können dabei in eine Zeitbeziehung gesetzt werden (LESER 1997; DYCK & PESCKE 1995; ELLENBERG et al. 1986). Auch wenn nach ELLENBERG et al. (1986) eine einheitliche Abgrenzung auf einzelne Stoff- und Energieflüsse beschränkt bleibt, so ist für die an das Hydrosystem gekoppelten Flüsse die erdseitige Begrenzung durch die ober- und unterirdische Wasserscheide sowie durch die als hydrogeologische Barriere wirkende Festgesteinsoberfläche und dichte basale Fließerden gegeben. Dagegen ist die atmosphärische Abgrenzung weit schwieriger zu beschreiben und für die Fragestellung von nachgeordneter Bedeutung. Als entscheidende Intensitätszone des Energie- und Stoffumsatzes wird der erdoberflächennahe Bereich angesehen (NEUMEISTER 1989, 106). Die von NEUMEISTER (1987, 67) für eine „Modellandschaft“ geforderte ober- und unterirdische Abgrenzung, geringe Varietät in der pedologischen und geologischen Ausstattung sowie eine einheitliche Nutzung sind damit weitgehend erfüllt. Das Gesamteinzugsgebiet kann, wie auch die Teileinzugsgebiete, als "Großlysimeter" im weiteren Sinne betrachtet werden.

Funktional und räumlich wird dieses System durch ein Mosaik von Geoökosystemen und Geoökotopen gebildet, in denen nach LESER (1997) stofflich und energetisch einheitliche Prozesse ablaufen sollen. Diese Einheitlichkeit bleibt aber angesichts der enormen Heterogenität selbst in Kleinsteinzugsgebieten topologischer Dimension zweifelhaft. Für das Untersuchungsgebiet werden daher nur typische Prozesse in den Kleinsteinzugsgebieten angenommen. Dies ist in den Teileinzugsgebieten der untersten Ordnung beispielsweise die Festlegung von Sulfat durch Reduktion in Mooren als Schlüsselprozeß des Schwefelkreislaufes.

Die Wasserqualität eines Gewässers ist das Produkt eines hochintegrierten Wirkungsgefüges von biotischen und abiotischen Faktoren in seinem Einzugsgebiet (LESER 1997; ELLENBERG et al. 1986; NEUMEISTER 1989).

Es gilt in Anlehnung an ELLENBERG et al. (1986) für Wasserinhaltsstoffe die Gleichung:

$$(\text{Niederschlag} + \text{Interzeption}) - (\Delta C_{\text{Bestand}} + \Delta C_{\text{Humusaufb.}} + \Delta C_{\text{Mineralb.}} + \Delta C_{\text{Sickerwassserk./Festgestein}} + \Delta C_{\text{Bachsediment}}) = \text{Austrag über Vorflut}$$

Die Differenz aus Eintrag und Vorratsänderung ergibt den Austrag. Der Gebietsaustrag eines Wassereinzugsgebietes stellt somit das Integral aller darin ablaufenden biogeochemischen Prozesse dar (BRAHMER 1990, 174). Die Mehrzahl der relevanten Prozesse ist eng an die physikalischen, chemischen und biologischen Teilprozesse (Umwandlung durch Photosynthese, Stoffaufnahme und -abgabe, Umwandlung durch Neutralisierung, Speicherung) des Wasserkreislaufes gekoppelt (DYCK & PESCHKE 1995, FEGER 1993). Sowohl bei quantitativen als auch bei qualitativen Untersuchungen (Bilanzen bzw. Prozesse) ist der Wasser- und Stoffhaushalt zu berücksichtigen. Damit verbunden sind erhebliche Schwierigkeiten bei der Analyse und Modellierung dieser Systeme, die sich durch eine unbekannte Komplexität auszeichnen.

Der verwendete Ansatz kombiniert den klassischen deduktiven Wassereinzugsgebiets-Ansatz (Black-Box-Modell), der die Betrachtung von Stoffflüssen auf der Ebene von Landschaften erlaubt (LIKENS et al. 1977) und den induktiven Ansatz der standortbezogenen Ökosystemanalyse (Kompartimentmodell, White-Box-Modell) (FEGER 1993, Abb. 3-1).

Durch den Black-Box-Ansatz werden Daten einer hohen Integrationsebene und der damit verbundenen Heterogenität im Einzugsgebiet „blind“ erfaßt. Ein- und Austräge des Einzugsgebietes werden als Ursache-Wirkungs-Beziehung berücksichtigt. Bei bekannten Systemoperatoren kann daher aus der Eingabe die Ausgabe und damit auch die Speicherung prognostiziert werden (LEIBUNDGUT 1984). Bei Kenntnis des atmosphärischen Inputs sowie des Outputs über den oberirdischen Abfluß kann zudem, unter der Annahme eines fehlenden unterirdischen Abflusses sowie anderer Outputs, eine Stoff-Bilanzierung des Einzugsgebietes vorgenommen werden.

Gleichzeitig lassen sich aus der Ausgliederung von Teileinzugsgebietstypen und der Beschreibung ihrer Reaktionsmuster auch systeminterne Prozesse und Strukturen (Boden, Sickerwasserkörper und Vegetation) in den Reaktionsräumen ableiten. Je höher die Auflösung der erfaßten Daten ist, um so besser kann auf Vorgänge im jeweiligen Einzugsgebiet geschlossen werden. Die Entschlüsselung der im Abfluß gespeicherten Informationen nach Menge sowie physikalischen und chemischen Parametern erlaubt das Erkennen der Funktionsweise des Systems (LEIBUNDGUT 1984, 152).

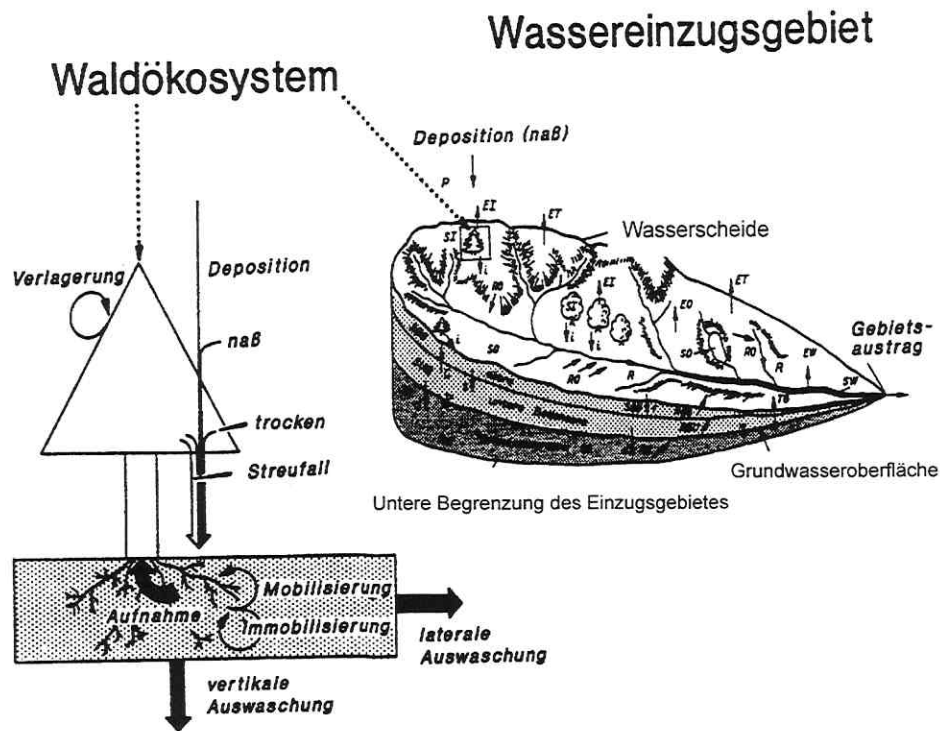


Abb. 3-1 Konzeption Einzugsgebiet- und Ökosystemansatz (FEGER 1993)

Den systeminternen Prozessen wird in der makroskaligen Dimension, dem Fließweg und der Verweildauer von Wässern und damit die Möglichkeit zur Reaktion mit der Bodenfestphase eine besondere Bedeutung zugemessen. Auf einer meso- bis mikroskaligen Ebene spielt besonders die Schnelligkeit von thermodynamischen Gleichgewichtsreaktionen zwischen Bodenfestphase und -lösung eine große Rolle.

Die Idee des Kompartimentmodelles stellt die wichtigste Möglichkeit zur Beschreibung der Einträge durch Niederschlag (Bestand, Freiland), der Umsatzzone (Vegetation, Boden, Sickerwasserkörper) und des oberirdischen Abflusses dar. Deren Muster der stofflichen

Zusammensetzung (Ionenbilanzen), ihre Beziehung zueinander (Stoffflüsse) sowie die daraus folgende Bilanzierung (Wasser, Stoffe) auf Einzugsgebietsebene können damit erfaßt werden (Abb. 3-2).

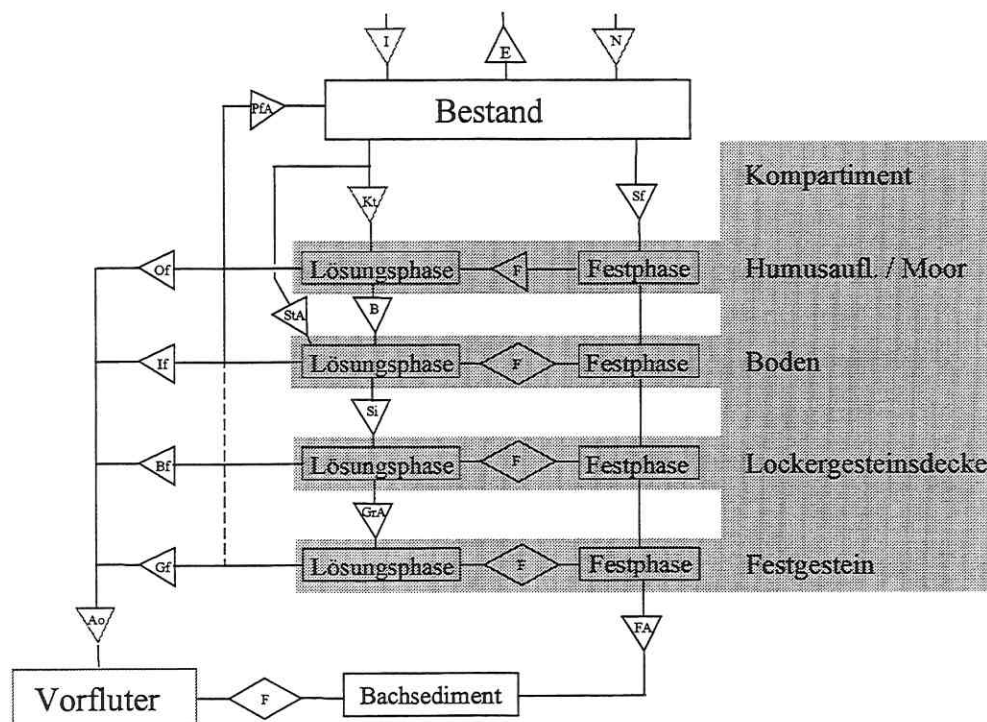


Abb. 3-2 Kompartimentmodell der Gewässerversauerung (verändert nach ULRICH & MATZNER 1983) E = Evapotranspiration, Reinsertion, gasförmiger Austrag, I = Interzeption, N = Niederschlag, Kt = Kronentraufe, StA = Stammabfluß, Ao = Oberirdischer Abfluß, F = Freisetzung und Bindung, Sf = Streufall, PfA = Pflanzenaufnahme, Of = Overflow, If = Interflow, Bf = Baseflow, Gf = Grundwasserfluß, B = Auswaschung in den Mineralboden, Si = Sickerwasser, GrA = Grundwasseranreicherung, FA = Feststoffaustrag.

Um die Funktionsweise von Geoökosystemen detaillierter zu beschreiben, findet häufig das Kompartimentmodell Verwendung (ELLENBERG et al. 1986). Diese Modellvorstellung hat den Vorteil, daß sie einen flexibeln Detaillierungsgrad für jedes relevante Kompartiment ermöglicht. Komplexe Kompartimente können integrativ betrachtet werden.

Tab. 3-1 gibt einen schematischen Überblick über die untersuchten Kompartimente, die Instrumentierung und deren Einordnung in das Kompartimentmodell.

Tab. 3-1 *Kompartimente, Meßebenen und Instrumentierung*

Kompartiment	Meßebene	Medium	Instrumentierung
Niederschlag Freiland, Bestand	70 cm über Grund	Niederschlag	Totalisatoren
Humusauflage / Moor	0 - 5 cm 0 - 90 cm	Sickerwasser	Zentrifugation, Saugkerzen
Mineralboden	5 - 150 cm	Sickerwasser Grundwasser	Zentrifugation, Saugkerzen
Vorfluter	A ₀ -Einzugsgebiet	Oberflächenwasser	Meßwehr, Sonden, Schöpfproben

3.2 GELÄNDEARBEITEN

3.2.1 Kartierungen

Auf umfangreiche Kartierungsarbeiten von Boden, Gewässernetz und Nutzung konnte verzichtet werden, da detaillierte Karten, Luftbilder und andere Unterlagen in entsprechenden Maßstäben vorlagen.

3.2.2 Messungen und Probennahmen

3.2.2.1 Oberflächenwasser

Die Beprobung des Oberflächenwassers erfolgte regelmäßig an Punkten, die für unterschiedliche Einzugsgebiete repräsentativ sind (Abb. 3-1). Besonderes Augenmerk wurde auf die pedologische Ausstattung der Einzugsgebiete (Moore, Mineralböden) gelegt. Die Teileinzugsgebiete sind in sich weitgehend einheitlich, weisen untereinander aber erhebliche Differenzierungen auf. Es wurde jeweils ein Einzugsgebiet mit vorwiegender Verbreitung von Mooren (Kleine Pyra), von terrestrischen Böden (Butterbächel) sowie mit dem Finalpegel das gesamte untersuchte Einzugsgebiet (Große Pyra, Pegel Sachsengrund) für die intensivere Untersuchung ausgewählt. Es wurde angenommen, daß Rückschlüsse auf den Einfluß der jeweiligen Einzugsgebiete, auf die Wasserqualität in deren Vorflutern sowie im Vorfluter des

Gesamteinzugsgebietes gezogen werden können. Die Meßstellen sind mit Kurzbeschreibung der Einzugsgebiete in Tab. 3-2, Tab. 3-3 und in der Lage in Abb. 3-3 dargestellt.

Bei der Beprobung wurde folgendermaßen vorgegangen:

- Konstante Erfassung von Q sowie pH und eLf im A₀ mit Datenlogger (stündlich) an drei Punkten (Meßanlagen Große Pyra, Kleine Pyra und Butterbächel (1996 - 1997).
- Kontinuierliche, zweiwöchentliche Beprobung des A₀ an den Meßanlagen sowie einem weiteren Punkt; pH, eLf und Ionen-Konzentration (1996 - 1997).
- Diskontinuierliche Beprobung des A₀ an 17 Punkten; pH, eLf und Ionen-Konzentration (1996 -1997).

Mit diskontinuierlichen und kontinuierlichen Beprobungen wurde sowohl die zeitliche als auch die räumliche Variabilität erfaßt (LIKENS & BORMANN 1995; NEUMEISTER 1989, 113)

An drei Punkten (Finalpegel Große Pyra, Nr. 1, Auslauf Moor Kleine Pyra, Nr. 16 und Butterbächel, Nr. 11; Abb. 3-1 u. Tab. 3-2) wurden über Datenlogger und Sonden die Pegelstände, pH-Werte, eLf-Werte und Temperatur stündlich aufgezeichnet. Die pH-Werte und eLf-Werte wurden auf 25 °C temperaturkompensiert. Die Messungen erfolgten mit Glaselektroden, Leitfähigkeits- und Pegeldrucksonden (zur technischen Realisierung; Abb. 11-3). Dabei entstanden erhebliche temperaturbedingte Probleme, die sich besonders auf die Funktionsfähigkeit der Sonden auswirkte. So platzte eine pH-Sonde im Winter 1995/96 bei Lufttemperaturen von - 20 °C, weil der Sondenschwimmer an der Leitschiene bei hohen Wasserständen anfror und die Sonden Frost ausgesetzt waren. Desweiteren wurde das Wehr Kleine Pyra bei Hochwasserabfluß mehrfach unterspült.

Tab. 3-2 Übersicht über die Einzugsgebiete und Meßpunkte (vgl. Abb. 3-3)

	Nr. Meßst.	Fließgewässer- abschnitt	Höhe (m ü. NN)	Rechtsw./ Hochw.	Typ
1	1	Große Pyra FP*	745	45 38 94/ 55 86 59	Gesamteinzugsgebiet und Untersuchungsgebiet
1.1	2	KP Gesamtlauf	765	45 38 17/ 55 86 32	Entwässert Hochmoor, (Anmoor-) Stagnogleye, Terrestrische Böden
1	10	Große Pyra ML	825,5	45 39 10/ 55 85 92	Vorwiegend mineralische Böden, riparsicher Talbereich
1	13	Große Pyra OL	897	45 40 66/ 55 85 59	Einfluß von Moorwässer, direkt unterhalb des Kammes
1.2	3	Mordbach	765	45 38 10/ 55 86 18	Entwässert vorwiegend mineralische Böden, schwach ausgeprägter Talboden, steil
1.2.1	6	Mordbach OL West	845	45 38 20/ 55 85 41	Geprägt durch Anmoorgleye im Gewässerverlauf, entwässert Plateau
1.2.1.1	7	Quelle	845	45 38 20/ 55 85 41	Quellaustritt mit Sphagnum-Quellmoor
1.3	9	Zufluß Große Pyra	825,5	45 39 09/ 55 85 93	Entwässert vorwiegend mineralische Böden, schwach ausgeprägter Talboden, steil
1.4	8	Schwerdtbach	780	45 38 47/ 55 85 97	Entwässert vorwiegend mineralische Böden, schwach ausgeprägter Talboden, steil
1.5	11	Butterbächel*	860	45 39 73/ 55 85 91	Entwässert mineralische Böden, ausgeprägter Talboden, Schwemmfächer
1.2.2	4	Mordbach OL Ost	845	45 38 22/ 55 85 41	Entwässert Moorstagnogleye in der Tiefenlinie
1.2.2.1	5	Entwässerungs- graben	845	45 38 22/ 55 85 41	Entwässert Moorstagnogleye und terrestrische Böden
1.6	12	Entwässerungs- graben*	890	45 40 45/ 55 85 80	Entwässert Moorstagnogleye in der Tiefenlinie
1.7	14	Seerbächel	899	45 40 64/ 55 85 64	Entwässert Moorstagnogleye und terrestrische Böden
1	15	GP Schwarzer Teich	912	45 40 31/ 55 85 38	Entwässert künstlichen Hochmoorkessel
1.1	17	KP Mittellauf	840	45 38 89/ 55 86 54	Entwässert Hangmoor, (Anmoor-) Stagnogleye
1.1	16	KP Oberlauf*	934	45 40 02/ 55 86 53	Entwässert Hangmoor

* = Wehr mit kontinuierlicher Erfassung von pH, eLf und Durchfluß; regelmäßige Bebropfung

* = regelmäßige Bebropfung

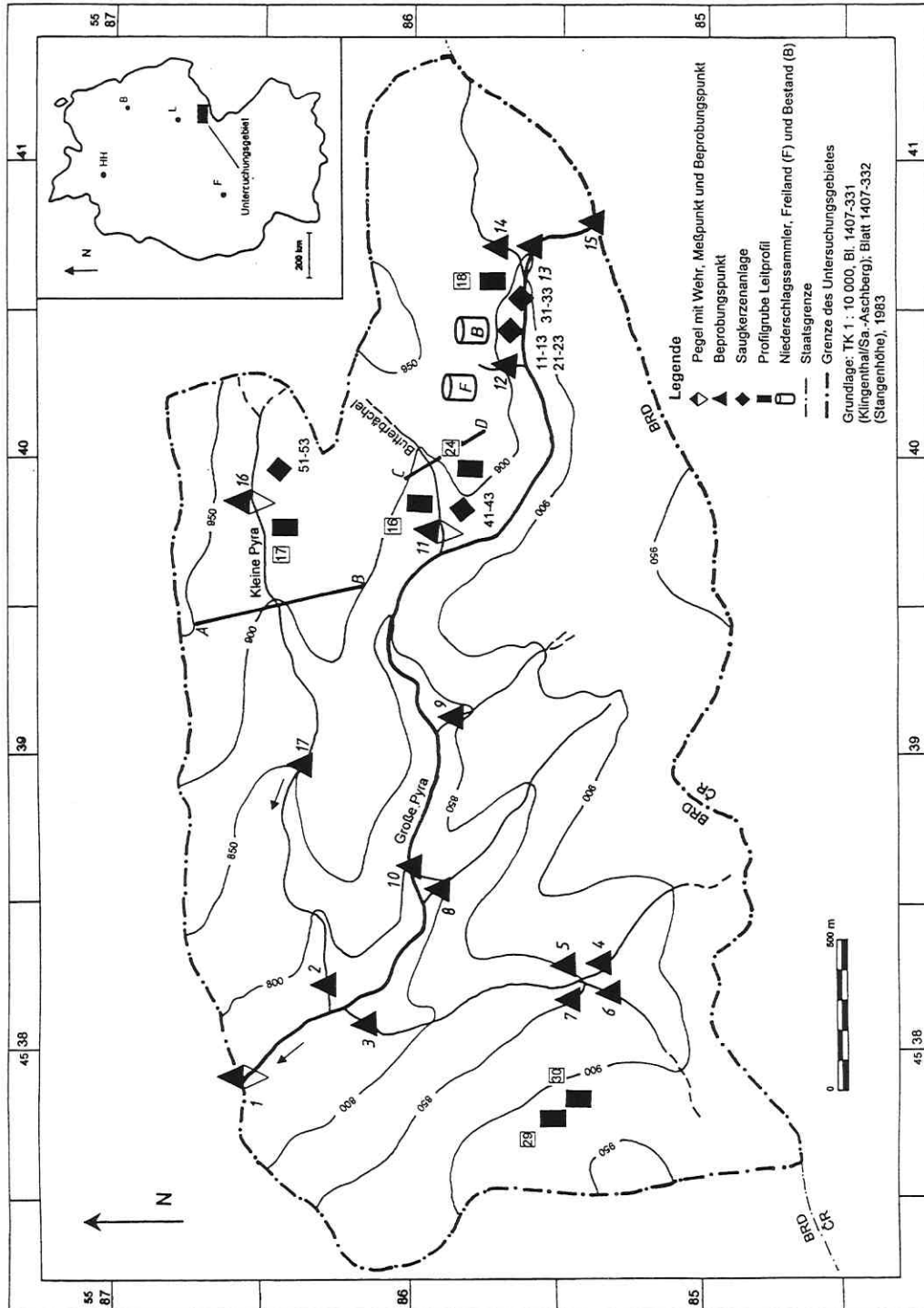


Abb. 3-3 Lage der Meßpunkte, Pegel, Niederschlagssammler, Bodenprofile, Schnitte und Saugkerzenanlagen

Tab. 3-3 Meßpunkte und Gebietscharakteristik

Fließgewässer- Abschnitt	Größe ha	Baumart Flächen (%)		Alter gew. a	Höhe gew. M	Böden				SS -	Kalkung Fläche %
		Fichte <60 a	Andere >60 a			B P	HH -AB	AG HN			
1 Große Pyra FP	547,6	40,1	58,3	1,6		13	5	7		75	
Mineralisch geprägt											
1 Große Pyra ML	361,4	34,9	64,1	1,0	67,3	8	10	1		81	60
1 Große Pyra OL	68,3	37,8	58,9	3,3	64,5	0	10	20		70	100
1.2 Mordbach	116,0	39,2	58,5	2,3	63,4	15	5	10		75	-
1.2.1 Mordbach OL W	30,7	38,8	61,2	-	64,5	20	0	0		80	-
1.2.1.1 Quelle	-	-	-	-	-	100	0	0		0	
1.3 Zufl. Große Pyra	-	-	-	-	-	100	0	0		0	
1.4 Schwerdtbach	58,4	36,7	60,4	2,9	68,0	6	4	0		85	-
1.5 Butterbächel	21,6	33,0	66,5	0,5	16,5	0	20	0		80	-
Anmoor											
1.2.2 Mordbach OL Ost	24,2	53,8	46,2	-	58,8	40	0	0		60	-
1.2.2.1 Entw.-graben	-	-	-	-	-	0	75	25		0	
1.6 Entw.-graben	-	-	-	-	-	100	0	0		0	
1.7 Seerbächel	28,0	43,0	54,5	2,5	14,4	30	10	0		60	100
Hangmoor											
1 GP Schw. Teich	-	-	-	-	-	-	-	-		-	
1.1 KP Gesamtlauf	71,4	54,6	45,4	-	57,7	18	2	16		64	10
1.1 KP Mittellauf	44,2	38,6	51,4	-	59,1	28	2	25		45	15
1.1 KP Oberlauf	13,0	19,6	80,4	-	85,1	55	0	0,0		45	15

FP = Finalpegel; ML = Mittellauf; OL = Oberlauf; GP = Große Pyra; KP = Kleine Pyra; B = Braunerde; P = Podsol; HH = Hochmoor; AG-AB = Auengley-Brauner Auenboden; SS = Stagnogley; HN = Niedermoer

Die Erfassung der Hydrometrie beruhte auf Pegelmessungen über Druckpegelsonden an vereinfachten Thomsonwehren an den Punkten Kleine Pyra und Butterbächel. Am Finalpegel Große Pyra stand ein ausgebautes Wehr der Wasserwirtschaft zur Verfügung. Die vereinfachten Thomsonwehre wurden als scharfkantige 90°-Dreiecksüberfallwehre aus 15 mm PE-Platten mit 1 m Breite und 70 cm Höhe gebaut (vgl. DRACOS 1980). Ein Ausbau des Zulaufes konnte nicht erfolgen, jedoch wurde darauf geachtet, daß der stromaufwärtige Bereich möglichst einem rechteckigen Querschnitt entsprach. Grundsätzlich basiert die Erfassung des Durchflusses auf der Beziehung von Wasserstandsganglinie und Durchflußkurve als Wasserstand-Durchfluß-Beziehung (Durchflußkurve) (DYCK & PESCHKE 1995). Während am Finalpegel Große Pyra auf eine Durchflußkurve, basierend auf einer langfristigen Erfassung, zurückgegriffen werden konnte, wurden an den Pegeln Kleine Pyra und Butterbächel durch Gefäßmessungen und regelmäßige Kontrolle der Überfallhöhe die Wasserstand-Durchfluß-Beziehung erstellt.

Die Probennahme erfolgte diskontinuierlich und kontinuierlich als einfache Schöpfprobe aus dem Strom. Der pH-Wert und die Leitfähigkeit wurden im Labor gemessen, da davon auszugehen war, daß Geländemessungen des pH-Werts erhebliche Abweichungen von Labormessungen zeigen können (MEESBURG 1991).

Auf die Beprobung des Partikelaustrages wurde verzichtet, da mit LIKENS & BORMANN (1995) und CLEAVES et al. (1970) angenommen wurde, daß der Partikelaustrag für den Gesamtaustrag in Oberläufen eine untergeordnete Rolle spielt.

3.2.2.2 *Boden und Bodenwasser*

Die bodenkundlichen Geländearbeiten konzentrierten sich auf folgende Aspekte:

1. Abgleich der Geländebefunde (Bohrungen und Schürfe) mit den Beschreibungen der forstlichen Standorterkundung.
2. Beprobung von ausgewählten Leitprofilen zur genaueren Beschreibung der Einzugsgebiete.
3. Einbau von Saugkerzen an ausgewählten Standorten zur Gewinnung von Bodenlösung aus lateral wasserzügigen Schichten.

Nach dem Catena-Prinzip wurden entlang von vier charakteristischen Transekten (Abb. 3-1) Schürfe angelegt oder - in geringerer Zahl - Bohrungen niedergebracht. Gleichzeitig wurden Beprobungen für die Zentrifugation und Sulfatdynamik vorgenommen. Die Beschreibung der Leitprofile erfolgte nach AG BODEN (1994) (Abb. 11-1 a-e). Die Tiefe der angelegten Schürfe

erreichte maximal 200 cm. Die Beprobung wurde als Mischprobe aus mindestens zwei Profilwänden oder in wenigen Fällen als Bohrstockbeprobung aus mindesten 6 Bohrungen (MEIWES et al. 1984) durchgeführt.

Der Einbau und Betrieb der Saugkerzen erfolgte entsprechend den Empfehlungen des DVWK (1990a). Es wurden Keramikkerzen P 80, PVC-Rohre und Silikon-Schläuche verwendet, die mit HCl konditioniert und kurz vor dem Einbau mit destilliertem Wasser gespült wurden. Jeweils drei Sammelbehälter wurden in einer in den Bodeneingesenkten sowie temperatur- und lichtgeschützten Kunststoffkiste eingestellt, die Schlauchverbindungen möglichst kurz gehalten und am Übergang in die Kiste mit einem Schutzrohr versehen.

Tab. 3-4 Bezeichnung der Saugkerzenanlagen (vgl. Abb. 3-3)

Nr.	Bezeichnung	Tiefe (cm)	Korrespondierender Probenahmepunkt A _o
11 - 13	Moorstagnogley, nHv [1-3] 45 40 40 / 55 85 70 (900 m ü. NN)	30	Nr. 12, Entwässerungsgraben
21 - 23	Moorstagnogley, IIcV [4-6] 45 40 40 / 55 85 70 (900 m ü. NN)	90	Nr. 12, Entwässerungsgraben
31 - 33	Talsediment, Große Pyra [1-3] 45 40 55 / 55 85 65 (890 m ü. NN)	150	Nr. 1, Finalpegel Große Pyra
41 - 43	Talsediment, Butterbächel [4-6] 45 39 75 / 55 85 90 (862 m ü. NN)	90	Nr. 11, Pegel Butterbächel
51 - 53	Hangmoor, Kleine Pyra [1-3] 45 40 10 / 55 86 60 (936 m ü. NN)	60	Nr. 16, Pegel Kleine Pyra

Der Einbau der Saugkerzen erfolgte an Standorten, für die eine Schlüsselfunktion für den Gebietswasserhaushalt und Landschaftshydrogeochemie angenommen wurde (Abb. 3-4). Dies waren die konkaven Bereiche der moorigen Flächen und die riparischen Bereiche im mineralischen Grundwasserleiter, die sich in den pleistozänen Kies- und Sandablagerungen der Großen Pyra entwickelt haben. Hier wurde der Übergangsbereich vom Sickerwasser in das Oberflächenwasser erfaßt (Abb. 3-3). Der Einbau erfolgte - bis auf eine Ausnahme - unterhalb der Wurzelzone. Es wurden pro Tiefe drei Parallelen eingebaut, die mit einem ausreichend großen Abstand (> 2 m) versehen wurden um eine gegenseitige Beeinflussung zu vermeiden. Der jeweils angelegte Unterdruck betrug 600 hP. Die Beprobung wurde kontinuierlich zweimal im Monat vorgenommen. Die Messungen des pH- und des eLf-Wertes wurden im Labor ausgeführt.

3.2.2.3 Niederschlag

Die gesamte Niederschlags- und Depositionsmessung wurde analog zu den Messungen in der DBF Klingenthal der SÄCHSISCHEN LANDESANTALT FÜR FORSTEN (Level-II-Beobachtungsflächen) durchgeführt. Den Empfehlungen des DVWK (1984) folgend wurden zur getrennten Erfassung der weitgehend akzeptorunabhängigen Freilanddeposition und der akzeptorabhängigen Deposition (Filterung oder Interzeption) jeweils eine Meßstelle im Freiland (R-/H-Wert: 45 40 46 / 55 85 64; 890 m ü. NN) und eine weitere im Bestand (R-/H-Wert: 45 40 36 / 55 85 73; 910 m ü. NN) angelegt. Stammabflußmessungen wurden aufgrund des geringen Stammabflusses von Fichten (BRAHMER 1990, BÜCKING et al. 1983, FEGER 1993) nicht durchgeführt. Die Entfernung zwischen Meßparzelle Freiland und Bestand betrug ca. 500 m. Der Bestand wurde nach Dichte, Alter und Höhe vergleichbar zur DBF ausgesucht. Eine ähnliche Reliefsituation konnte jedoch nicht gefunden werden, da die Zugänglichkeit auch im Winter möglich sein mußte. Die Verteilung der Behälter erfolgte im Bestand (15 Stück á 3 Gruppen) und im Freiland (6 Stück á 3 Gruppen) regelmäßig (DVWK 1984). Dabei wurden die Behälter im Bestand zu jeweils fünf Stück in drei Reihen angeordnet, im Freiland erfolgte die Aufstellung von zwei Behältern pro Reihe. Die Beprobung der Sammelbehälter wurde wöchentlich als Mischprobe pro Gruppe durchgeführt. Menge und pH-Wert wurden sofort nach der Probennahme erfaßt¹. Der Niederschlag wurde in Totalisatoren gesammelt (Abb. 11-4), deren Bauart schon länger in der Waldschadensforschung Verbreitung findet. Der Ständer besteht aus einem KG-Standard-Kanalrohr DN 200 mit einer PE-Flasche als Sammelbehälter, auf die eine umgedrehte und aufgeschnittene PE-Flasche als Auffangbehälter aufgeschraubt wurde (Auffangfläche ca. 320 cm²). Als Verdunstungs- und Verunreinigungsschutz diente Aquarienfilterwatte (DVWK 1984). Licht- und Wärmeabschirmung waren durch die Versenkung im lichtundurchlässigen Rohr gewährleistet.

1. Die Beprobung wurde durch Fr. Dipl.-Forstwirtin G. Thomae, FA Klingenthal durchgeführt, pH-Werte wurden von den Herren Dipl.-Forstwirt Köhler und Dipl.-Forstwirt R. Albert, SLfF Graupa durchgeführt

3.3 LABORARBEITEN

3.3.1 Oberflächenwasser und Bodenlösung

Die vom DVWK (1990a) vorgeschlagenen Methoden zur Vorbehandlung und Aufbewahrung von durch Zentrifugation oder über Saugkerzen gewonnenen Proben wurden eingehalten (Tab. 3-5). Die Filtration wurde mit 0,45 µm Cellulose-Acetat-Membranfilter durchgeführt.

Tab. 3-5 Parameter im Oberflächen- und Bodenwasser, Probenvorbereitung und Analyse

Stoff	Probenvorbereitung	Analysemethode
pH-Wert		Direktmessung, Glaselektrode
Leitfähigkeit		Direktmessung, Leitfähigkeitssonde
DOC	Filtration 0,45 µm	C/N-Analysator
Sulfat, Nitrat, Fluorid, Chlorid	Filtration 0,45 µm	Ionenchromatographie
Kalzium, Magnesium, Kalium, Natrium, Ammonium	Filtration 0,45 µm	Ionenchromatographie
Aluminium	Filtration 0,45 µm,	Flammen-Atomabsorptionsspektrometer
Eisen, Mangan	Filtration 0,45 µm, angesäuert mit HNO ₃	Flammen-Atomabsorptionsspektrometer

3.3.2 Boden

3.3.2.1 Bodenfestphase

Vorwiegende Anwendung fanden Verfahren, die von MEIWES et al. (1984) zur Charakterisierung des chemischen Zustandes des Bodens in versauerten Waldökosystemen entwickelten wurden (Tab. 3-6).

Tab. 3-6 Methoden Bodenfestphase

Größe	Methode
Korngröße	Sieb- und Pipettmethode nach KÖHN, DIN 19683, Teil 2
Humusgehalt	DIN 19854 Teil 3, Boden wird im Muffelofen bei etwa 600 °C verascht, Bestimmung erfolgt durch Wägung, Dreifachbestimmung
pH-Wert	MEIWES et al. (1984), Boden < 2 mm, 10 g / 25 ml, Suspension im Verhältnis 1 : 2,5 mit Wasser und 0,1 M CaCl ₂ , mehrmals aufrühren und nach 2 h messen, bei Auflage 10 ml Boden / 25 ml Lösung
KAK, potentiell	TRÜBY & ALDINGER (1988), Kationen werden durch NH ₄ ⁺ -Ionen im Batch-Versuch ausgetauscht. Bestimmung von H ⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Al ³⁺ , Mn ⁴⁺ und Fe ³⁺ .
Zentrifugation	s. Text, Bestimmung von NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , Fe ³⁺ , Mn ⁴⁺ , Al ³⁺ und DOC im Zentrifugat
Eluierbarkeit mit Wasser	MEIWES et al. (1984) (DIN 38 414 Teil 4), Probe wird im Verhältnis 1 : 3 mit Wasser 24 h geschüttelt, danach zentrifugiert und filtriert, für NO ₃ ⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Fe ³⁺ , Mn ⁴⁺ , Al ³⁺ und DOC
Sulfatgehalte	50 g Boden mit 150 ml Lösung, 3 Wiederholungen mit H ₂ O und 0.5 M NaHCO ₃ im Eluat nach ALEWELL (1995), siehe Kap. 3.3.2.3

3.3.2.2 Bodenlösung (Zentrifugate)

Einen Schwerpunkt bei der Gewinnung der Bodenlösung bildete die Zentrifugation ausgesuchter Bodenproben. Die Zentrifugation (= CDT für centrifuge drainage technique) beruht auf einer Destruktion der Bodenproben und Lösungsgewinnung durch zentrifugale Kräfte. Der Vorteil dieser Methode liegt in der relativ einfachen Gewinnung von Bodenlösung ohne Extraktionsmittel und ohne Feldeinrichtungen (GIESLER 1995). Die Zentrifugationsmethode wurde von GIESLER et al. (1996) auch zur Gewinnung von Bodenlösung zur Klärung der Frage der Sulfatgehalte in versauerten Böden bei künstlich verringerter Sulfatdeposition eingesetzt.

Insgesamt waren die Parameter Geschwindigkeit, Zeit und Temperatur zu bestimmen, die neben den physikalischen Eigenschaften der Böden die Mastervariablen sind. Die technische Ausführung der Zentrifugation lehnt sich an WYNDHAM & BATH (1976), GILMANN (1976), OHSE (1983), REYNOLDS (1984) und MEIWES (1996) an. Die Beprobung erfolgte als Mischprobe in der Profilgrube. Die Proben wurden vor der Zentrifugation gekühlt (4 °C) bis zu 10 Tage in Polyethylen-Tüten aufbewahrt (GIESLER 1995, MEIWES 1996). Es wurden feldfrische Proben mit 400 g (Moore) bis 1200 g (Mineralboden) Gewicht zentrifugiert. Als Zentrifuge kam eine Rotanta 96 R mit starren Rotoren zur Verwendung. Es wurde eine

Drehzahl von 4000 rpm bei 60 min gewählt und die Proben auf 5°C gekühlt. Die Einsätze wurden als Drehstücke mit einem Probenbeladungsvolumen von 400 ml aus Polyethylen angefertigt. Der Boden war als Siebplatte ausgeführt, die vor der Probenbeladung mit Filterpapier abgedeckt wurde. Das abzentrifugierte Wasser wurde direkt im Becher gesammelt und nach der Zentrifugation 0,45 µm filtriert. Die Bodenlösung aus der Zentrifugation wurde wie in Kapitel 3.3.1 beschrieben analysiert.

3.3.2.3 Sulfatgehalte

Um die sequentielle Extraktion des im Boden festgelegten Sulfat zu realisieren, fand ein dreigestuftes Verfahren Anwendung (Tab. 3-8). Da standardisierte Methoden bisher fehlen, erfolgten die eigenen Untersuchungen analog zu denen von ALEWELL (1995). In diesen Untersuchungen wurde der NaHCO₃-lösliche Anteil als der gesamte Anteil des anorganischen Sulfats extrahiert. Reversibel gebundenes Sulfat wurde als H₂O-löslich definiert. Der durch NaHCO₃ extrahierte Anteil wird jedoch nicht als irreversibel gebunden definiert, sondern als schwer nachlieferbar angesehen. Eigene Versuche, organische Horizonte im Batch mit NaCl zu eluieren, führten allerdings nicht zu befriedigenden Ergebnissen. Die Zerstörung der Bodenstruktur im Batch scheint keinen Einfluß auf die Freisetzung von Sulfat zu haben (ALEWELL 1995, 125).

Tab. 3-7 Sulfatextraktion aus der Bodenfestphase

Extraktionsstufe	Angenommene Bindungsform	Methode
Bodenlösung	gelöst	Zentrifugation (s.o.)
wasserlöslich	reversibel	Batch
0,1 M NaHCO ₃ -löslich	schwer löslich	Batch

Aus den feldfrischen Proben konnten größere Steine und Wurzeln per Hand ausgelesen werden. Nach der Zentrifugation wurden 50 g Probe mit 150 ml Wasser versetzt, im Überkopfschüttler 15 h geschüttelt, abzentrifugiert, 0,45 µm gefiltert und anschließend mit dem Ionenchromatographen vermessen. Eine Wiederholung desselben Vorgangs erfolgte als Batchversuch mit 0,1 M NaHCO₃. Dabei mußte das gewonnene Eluat je nach Gehalt an gelöster organischer Substanz zwei- bis zehnfach verdünnt werden (vgl. ALEWELL 1995).

3.3.3 Niederschlag

Bestandes- und Freilandniederschläge wurden als monatliche Mischprobe durch das Labor der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Graupa, auf wichtige Inhaltsstoffe im Rahmen des Dauerbeobachtungsprogrammes (Level II der EU) analysiert. Dabei wurden die Proben gefiltert (Schwarzband-Rundfilter) und die Konzentrationen der Kationen sowie von Sulfat über ICP-UNS, die der Anionen durch Flow Injection Analyser bestimmt.

3.4 BERECHNUNGEN, STATISTIK UND FEHLEREINSCHÄTZUNG

Die Bilanzierung des Umsatzes von atmosphären eingetragenen Stoffen und geogenen Stoffen beruht auf der massenmäßigen Erfassung (Umrechnung in Stofffrachten) des Stoffeintrages über Totalisatoren und des Stoffaustrages über das Oberflächenwasser am Finalpegel und in den Teileinzugsgebieten. Dazu wurde das Verfahren der „period weighted samples“ angewendet (vg. BRAHMER 1990, 45). Für bestimmte Zeitabschnitte wird ein Mittelwert angenommen und daraus die Stofffracht berechnet. Diese Praxis der festgelegten Beprobung führt zu 10-30 % niedrigeren Werten als bei einer konstanten Erfassung oder häufigeren Beprobung. Beprobungen zu festen Terminen ergeben nur dann ähnliche Werte, wenn sie für Elemente durchgeführt werden, die relativ unabhängig vom Durchfluß sind (SWISTOCK et al. 1997).

Die statistische Auswertung wurde mit einfachen deskriptiven (Median; Darstellung in Kastendiagrammen) und bivariaten Methoden (Korrelation, Regression) durchgeführt. Für die Erstellung von Regressionsgeraden wurde die Trendliniendarstellung des Programms Excel 5.0 für Windows benutzt. Die Auswahl der Trendlinie erfolgte nach der höchsten Anpassung (Methode der kleinsten Quadrate). Für Regressionskoeffizienten linear $R^2 < 0,20$ und nichtlinear $R^2 < 0,40$ werden die Regressionsgeraden nur angedeutet. Alle anderen statistischen Auswertungen wurden mit dem Programm SPSS 7.5 für Windows erstellt. Der Korrelationskoeffizient wurde nach PEARSON ermittelt.

Als prüfstatistische Verfahren kamen der KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test zur Prüfung auf Normalverteilung und der F-Test zum Einsatz.

Die Speicherung von Sulfat und Protonen in den Leitprofilen wurde nach Flächenanteilen und Horizontmächtigkeiten errechnet, die Dichte geschätzt (Tab.11-1).

Grundsätzlich sind nach FEGER (1993) und MATZNER (1988) Fehler bei der direkten Bestimmung von Stoffflüssen durch Fehler in der Probennahme oder durch analytische Fehler bedingt. Da Analytikfehler im geregelten Laborbetrieb selten auftreten, sind besonders die Kontamination bei der Probennahme, der Stoffumsatz im Sammelgefäß und unzureichende Erfassung der Heterogenität eine Fehlerquelle. Diese Fehler wurden durch eine hohe Anzahl an Wiederholungen (Niederschlag) und einen entsprechenden Wärme- und Lichtschutz (Niederschlag und Bodenlösung) weitgehend minimiert. Dabei stellen die drei Parallelen bei der Gewinnung der Bodenlösung über Saugkerzen eine kritische Anzahl dar. Neben den prinzipiellen Problemen, die bei der Beprobung von Bachwässern und deren Übertragbarkeit auf das Einzugsgebiet entstehen, ist besonders das Problem abflußproportionaler Beprobung zu berücksichtigen (s.o.). Die Gefahr der Probenkontamination bei Schöpfbeprobungen konnte durch mehrfaches vorsichtiges Spülen der Sammelgefäße mit Probe minimiert werden.

Eigene Fehlerermittlungen mußten auf die generelle Betrachtung und die Berechnung bei der Ionenbilanz beschränkt bleiben. Für die Ionenbilanz wurden nach MATTHES (1994) mit

$$e = (rk-ra) / (rk+ra) \times 100$$

der Fehler errechnet. Die Werte liegen nur zum Teil im Bereich $e < 5$, der als tolerierbar einzuschätzen ist. In der Mehrzahl der Fälle liegt e jedoch deutlich über 5.

Der Fehler für die Niederschlagsmessung kann für eine punktuelle Erfassung minimiert werden (25 - 35 %). Aufgrund der Wiederholungen (Bestand $n = 15$; Freiland $n = 6$) und gleichmäßiger Verteilung der Sammler dürfte dieser hier wesentlich niedriger liegen. Die Übertragbarkeit auf die Fläche der Daten bleibt jedoch mit großen Fehlern behaftet (LEIBUNDGUT 1984). Die Übertragbarkeit von punktuell erfaßten Daten - hier Niederschlagsmengen - ist ein grundsätzliches geographisches Problem in allen Maßstabsbereichen. BRAHMER (1990) konnte für seine Untersuchungsgebiete im Südschwarzwald die Flächenrepräsentativität von punktuell erfaßten Niederschlagsmengen nachweisen. Die von LOVETT et al. (1997) aufgeführten Möglichkeiten der Varianz im Niederschlag können grundsätzlich auch im Untersuchungsgebiet auftreten, sind aber hinsichtlich der Lokalisierung der Niederschlagssammler vermutlich weniger höhen-, sondern stärker expositionsabhängig.

Für die Ermittlung der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung sind nach MEIWES (1996) bei vertretbarem Aufwand hohe Fehler nicht auszuschließen, da mindestens 10 - 20 Saugkerzen

parallel notwendig wären, um den Fehler unter 20 % zu halten. Überhaupt können die Fehler für Jahresstoffflüsse elementabhängig bis zu 75 % betragen, selbst bei vielfacher Wiederholung (MANDERSCHIED 1996). Die Angabe eines Gesamtfehlers für ein Ökosystem ist nach FEGGER (1993) nicht möglich.

4 AUSGANGSSITUATION

4.1 EINFÜHRUNG

Im Freistaat Sachsen existieren 25 Trinkwassertalsperren mit einem Stauraum von ca. 232 Mio. m³. Davon befinden sich allein 20 im Regierungsbezirk Chemnitz mit einem Stauraum von ca. 171 Mio. m³. Rund 39 % des Trinkwasserbedarfs in Sachsen stammen aus Oberflächenwasser und zwar fast ausschließlich aus Talsperren (Bundesdurchschnitt 9,3 %). Diese geben etwa 554 000 m³ d⁻¹ Rohwasser - bei steigender Tendenz - an die Wasserversorgungsunternehmen ab (SMUL 1995). Die Städte Südsachsens (Dresden, Chemnitz, Zwickau, Freiberg, Aue, Plauen und Pima) stellen ihre Wasserversorgung überwiegend durch Talsperrenwasser sicher. Wegen der hohen Qualität von Wasser aus bewaldeten Einzugsgebieten (BRECHTEL 1980, BALÁZS et al. 1992) wurden die meisten Talsperren in waldreichen Regionen angelegt, oder die Einzugsgebiete, wie im Fall der Geigenbachtalsperre, durch die Nutzer, hier Stadt Plauen, nachträglich aufgeforstet (MEYER 1935, 543).

Tab. 4-1 Wasserqualität in den Talsperren Carlsfeld, Sosa und Eibenstock 1991-1995 (nach PÜTZ 1996 und LTV 1991 - 1994) und Fließgewässern im Einzugsgebiet obere Große Pyra (Mittelwerte Januar 1996 - Oktober 1997)

	Fließgewässer			Talsperren		
	Große Pyra	Kleine Pyra	Butterbächel	Carlsfeld	Eibenstock	Sosa
pH	4,38	3,84	4,53	3,5 - 4,6	5,2 - 6,8	4,5 - 5,8
Al ³⁺ mg/l ⁻¹	1,61	1,38	1,71	0,5 - 1,8	0,3 - 0,9	1,3 - 3,3
Mn ⁴⁺ mg/l ⁻¹	0,17	0,16	0,14	0,3 - 0,5 (anaerob bis 1,0)	0,3	0,3 - 0,5
Zustand	Gewässergüteklasse I-II*			mesotroph (st. dystropher Einfl.)	oligo-mesotroph	mesotroph

* = biologische Beurteilung (Saprobienindex) nur eingeschränkt möglich, da stark durch Versauerung betroffen (STUFA 1996)

Im Rahmen der Regelüberwachung der Landestalsperrenverwaltung Sachsen wurden für die Wässer der Talsperren Carlsfeld und Sosa (Abb. 2-1) niedrige pH-Werte sowie hohe Aluminium- und Mangan-Konzentrationen (Tab. 4-1) ermittelt. Dies gilt auch für die Zuflüsse aus Einzugsgebieten mit vorwiegender Waldnutzung und ohne Abwassereinleitungen, wie die Wilzsch (TS Carlsfeld), die Große Pyra (zur Zwickauer Mulde) oder die Kleine Bockau (TS Sosa) (NEUMEISTER et al. 1995, Tab. 4-1, Abb. 2-1). Schon in den 30er Jahren wurde

über hohe Mangan-Gehalte in der Geigenbachtalsperre berichtet und die „Laubauslaugung“ als Grund diskutiert (MEYER 1935, 557-558). Dagegen finden sich in der Talsperre Eibenstock stärkere Belastungen durch Phosphor und Krankheitserreger infolge der Einleitung von Abwässern (PÜTZ 1996). Die Nitratkonzentrationen lagen in allen Talsperren zwischen 1991 und 1995 konstant unter 10 mg l^{-1} . Als Folge wird in den Zuflüssen und Talsperren eine Anpassung der Fauna und Flora durch wenige säuretolerante Arten beobachtet. Das Fehlen von Fischen und Ausfälle des Makrozoobenthos (Larven der Eintagsfliege, Gamberiden sowie der meisten Molluskenarten) in den Zuflüssen ist ebenfalls typisch (STUFA 1996; KEITEL 1995; UBA 1995; ICP WATER 1994). In den Talsperren können in saurem Milieu Algen, wie die Goldalgen, Gattung *Synura*, hohe Wachstumsraten hervorbringen. So sind seit 1984 in der Talsperre Carlsfeld Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigungen des Rohwassers durch starkes Algenwachstum zu verzeichnen (KEITEL 1995).

Die Gründe für solche Belastungen sind in den Stofffrachten der Zuflüsse sowie in unmittelbaren, internen und atmosphärischen Einträgen zu suchen (PÜTZ 1996). Diffuse und punktuelle Einträge in den Einzugsgebieten über die Zuflüsse stellen die bedeutendste Belastungsquelle für die Talsperren dar. Dagegen haben interne Einträge in die Talsperren nur zeitweise unter anaeroben Bedingungen (Mangan-Mobilisierung) eine größere Bedeutung. Diffuse direkte atmosphärische Einträge auf die Wasseroberfläche der Trinkwassertalsperren spielen in Relation zur Flächenausdehnung des Einzugsgebietes ebenfalls nur eine untergeordnete Rolle.

4.2 GEOCHEMISCHE GRUNDLAGEN

Die Versauerung von Gewässern wird allgemein als eine Steigerung der Azidität bei gleichzeitigem Absinken des pH-Wertes oder der Säureneutralisationskapazität aufgefaßt (VAN MIEGROT 1994; FEGER 1993). Neben dem pH-Wert hat der Begriff Alkalinität zur Beschreibung des Säure-Base-Status eines Gewässers weite Verbreitung gefunden ($=\text{ANC}_{\text{aq}}$), wobei dem Begriff keine einheitliche Auffassung zugrunde liegt (HEMOND 1994; VAN MIEGROT 1994).

HEINRICHS et al. (1994, 252) definieren die Alkalinität als äquivalente Summe der Basen, die mit Säure bis zum Äquivalenzpunkt titriert werden können. Die Alkalinität ist danach zugleich ein Maß für die Neutralisationskapazität des Carbonat-/Hydrogencarbonat-Puffersystems und damit ein Maß für die Empfindlichkeit eines Gewässers gegenüber Versauerung.

Dieser Zusammenhang kann für Carbonat/Hydrogencarbonatsysteme als vereinfachte Ionenbilanz ausgedrückt werden (Gl.1) (SIGG & STUMM 1996, HEINRICHS et al. 1994; STUMM et al. 1983).

$$\text{ANC}_{\text{aq}} = \text{Alkalinität}_{\text{aq}} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (1)$$

Diese Beziehung gilt jedoch nicht in Wässern, deren Säure-Base-Status nicht durch das Carbonat/Hydrogencarbonat-Puffersystems gesteuert wird. Hier spielt CO_2 nur sporadisch eine größere Rolle. Daher wird von einigen Autoren eine andere Definition von Alkalinität im Wasser gewählt, die ebenfalls auf der Ionenbilanz und dem Prinzip der Elektroneutralität beruht (FEGER 1994; HARRIMAN et al. 1994; BALÁZS et al. 1988; HEINRICHS et al. 1994, 252; VAN MIEGROT 1994, 34; Gl. 2).

$$\text{ANC}_{\text{aq}} = \text{Alkalinität}_{\text{aq}} = 2[\text{Ca}^{2+}] + 2[\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+] - 2[\text{SO}_4^{2-}] - [\text{NO}_3^-] - [\text{Cl}^-] \quad (2)$$

Die beteiligten Ionen sind konservativ, d.h. sie bilden keine neutralen Moleküle. Eine Steigerung der atmosphärischen Einträge von SO_2 oder NO_x ohne äquivalenten Anstieg von basischen Kationen führt zur Absenkung der Alkalinität; jeder Prozeß der diese Anionen entfernt, ohne auch basische Kationen zu entfernen, erhöht diese (VAN MIEGROT 1994, REUSS & JOHNSON 1986).

HEMOND (1994) weist jedoch darauf hin, daß in sauren, huminstoffreichen Wässern - solche liegen im Untersuchungsgebiet vor - die Ionenbilanzierung nicht möglich ist, da organische Anionen erheblich zur Pufferung oder zur Versauerung von Wässern beitragen (CRONAN & AIKEN 1985). Als organische Säuren kommen vor allem niedermolekulare aliphatische Säuren wie die Ameisensäure HCOOH und Essigsäure CH_3COOH in Frage. Deren Beitrag zur Protonen-Konzentration kann aus der Differenz der Σ Kationen und der Σ Anionen ermittelt werden (HEMOND 1994, HEINRICHS et al. 1994) (Gl.3).

$$[\text{RCOO}^-] = \Sigma \text{ Kationen} - \Sigma \text{ Anionen}_{\text{anorg}} \quad (3)$$

Verschiedene Autoren (zit. in HEINRICHS et al. 1994) kommen zu dem Ergebnis, daß die Ionenäquivalente organischer Anionen $4\text{--}20 \mu\text{mol mg}^{-1} \text{ DOC}$ betragen können. Die Pufferkapazität organischer Säuren scheint gering zu sein (HEDIN et al. 1990).

Die Alkalinität wird allgemein als besser geeignet angesehen, um den Säurestatus von oberirdischen Wässern zu beschreiben, weil sie, im Gegensatz zum pH-Wert, unabhängig vom CO_2 -Partialdruck ist, der stark schwanken kann (VAN MIEGROT 1994; FIEDLER & KATZSCHNER 1989). Aufgrund der erheblichen Einschränkungen hinsichtlich der Rolle der

organischen Säuren sowie der geringen Bedeutung von CO_2 bei den vorliegenden niedrigen pH-Werten ist die Verwendung der ANC_{aq} nur eingeschränkt sinnvoll.

Die rein chemisch-physikalische oder auch biologische Beschreibung des Säurezustandes von Gewässern durch niedrige pH-Werte und negative Alkalinitäten weist nicht unbedingt auf eine anthropogene Versauerung hin. Erst durch eine Bewertung dieser Parameter und die Berücksichtigung der zeitlichen Dimension kann die Versauerung eines Gewässers belegt werden. Grundsätzlich ist ein Wasser nach HEMOND (1994) dann sauer, wenn dessen pH bei gleichem CO_2 -Partialdruck niedriger ist als der von reinem Wasser (bei destilliertem Wasser im Gleichgewicht mit der Atmosphäre ist das 5,6). Eine Versauerung liegt dann vor, wenn über einen Zeitraum der pH-Wert, die (Titration)-ANC oder die Alkalinität eines Wassers aufgrund anthropogener oder natürlicher Prozesse absinkt, wie z.B. von KRIETER (1988) als ein komplexes zweiphasiges Parameterpaket beschrieben.

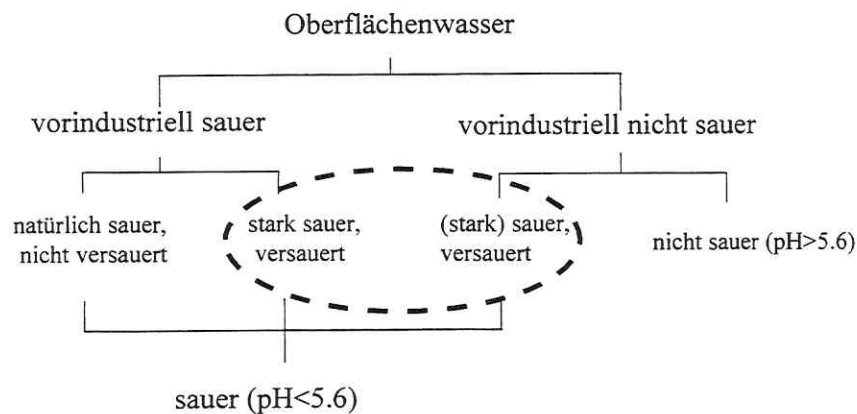


Abb. 4-1 Hierarchie der versauerten Gewässer (verändert nach HEMOND 1994)

HEMOND (1994) erstellte eine "Hierarchie der sauren Gewässer" (Abb. 4-1). Der Trennung von Gewässern, die einen sauren Charakter aufgrund von anthropogenen Eingriffen besitzen, und solchen, die natürlicherweise sauer sind, kommt dabei eine erhebliche Bedeutung zu. Ein besonders hohes Risikopotential haben folglich jene Wässer, die sowohl natürlich sauer als auch anthropogen versauert sind. In natürlich sauren Wässern herrschen organische Säuren vor, während in anthropogen versauerten Gewässern Sulfat und Aluminium dominieren (EMMET et al. 1994). Ein anthropogen bedingter hoher Sulfatgehalt

allein bedeutet jedoch noch keine Versauerung (CHERNOGAEVA 1994). Hohe Aluminiumwerte (10 - 15 mg l⁻¹) können auch durch Schwefelsäure bedingt sein, die aus Halden des Schieferbergbaus stammt, wie es von BEIERKUHNLEIN & WEBER (1992) für das Thüringisch-Fränkische Schiefergebirge beschrieben wurde.

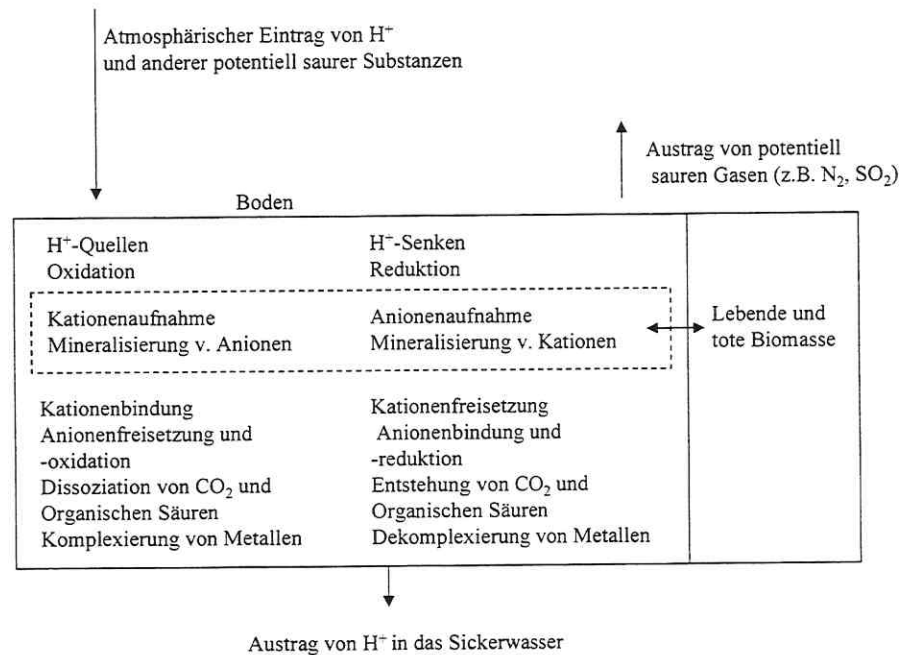


Abb. 4-2 Modell der Protonenbilanz im Boden (vereinfacht nach VAN BREEMEN et al. 1983)

Die relative Konstanz der Stoffkonzentrationen im oberirdischen Abfluß ist das Ergebnis der Infiltrationskapazitäten der Waldböden und zeigt, wie geo- und biochemische Prozesse im Boden und Sickerwasserkörper kompensierend wirken (LIKENS & BORMANN 1995). Boden und Sickerwasserkörper sind somit als zentraler Kompartimentkomplex bezüglich der Gewässerversauerung zu nennen. Erhebliche Störungen des Bodenchemismus sind durch das **vermehrte Auftreten von mobilen Anionen** und der vor allem daraus resultierende **Veränderung der Kationenaustauscherbelegung** (ANC_(s)-Verlust = Bodenversauerung) sowie der damit in Verbindung stehenden **vermehrten Freisetzung von Protonen und Aluminium und deren Versauerungswirkung im Unterboden und Gewässer** bedingt (FEGGER 1993).

Mögliche Quellen und Senken der Protonenbilanz sind im Schema der Protonenbindung und -freisetzung in Abb. 4-2 dargestellt. Azidität, üblicherweise als pH-Wert oder Protonen-Aktivität ausgedrückt, spiegelt die Balance zwischen H^+ -Quellen und -Sinks wieder. Die Versauerung wird also durch die Aufzehrung und Nachlieferung von H^+ bestimmt (VAN BREEMEN et al. 1983).

Die tiefgründige Versauerung und die niedrige Basensättigung sind auf natürliche Prozesse - holozäne Pedogenese auf pleistozän vorverwitterten, periglazialen Sedimenten - und auf Eingriffe durch den Menschen - langanhaltender Biomasseentzug seit historischer Zeit und neuzeitliche atmogene Einträge - zurückzuführen. FEGER (1993, 181) geht sogar davon aus, daß der historische ANC-Verlust in stark übernutzten Waldökosystemen im S-Schwarzwald den neuzeitlichen Verlust an Säureneutralisationskapazität weit übertrifft.

Die ANC_s wird nach VAN BREEMEN et al. (1983) stöchiometrisch folgendermaßen definiert:

$$ANC_s = 6(Al_2O_3) + 2(CaO) + 2(MgO) + 2(K_2O) + 2(Na_2O) + 4(MnO_2) + 2(MnO) + 6(Fe_2O_3) + 2(FeO) - 2(SO_3) - 2(P_2O_5) - (HCl)$$

Die ANC_s ist folglich gleich der Summe der Ionenäquivalente von Kationen, die durch völlige Auflösung aus dem Boden ausgewaschen werden können, abzüglich der entsprechenden Summe an Anionenäquivalenten, die nicht an der Neutralisation beteiligt sind (BLUME 1992; dagegen z.B. ELLIS & MELLOR 1995).

In durch anthropogene Einträge versauerten Böden dominieren mobile anorganische Anionen (Sulfat und Nitrat) als Begleitkationen für Kationen in der Bodenlösung („mobile anion concept“). Daneben finden sich in humusreichen sauren Böden verstärkt auch organische Anionen, die zusammen mit Kohlensäure auch typisch für nicht anthropogen versauerte Böden sind (CRONAN et al. 1978). Das Vorhandensein organischer Anionen in der Bodenlösung erhöht die H^+ -Konzentrationen und liefert Begleitkationen für Kationen sowie Komplexbildner. Das natürlicherweise durch biologische Aktivität gebildete HCO_3^- spielt in sehr sauren Böden - wie sie für das Untersuchungsgebiet typisch sind - nur noch sporadisch in Zeiten größter biologischer Aktivität eine Rolle.

Als mobile Anionen im Boden, Sickerwasser und Oberflächenwasser sind vor allem SO_4^{2-} und NO_3^- zu nennen. Sie stammen aus atmosphärischer Deposition und internen Quellen (FEGER 1994). Sie haben den größten Anteil an der sauren atmosphärischen Deposition. Sulfat ist das dominant vertretene säurebildende Anion, auch wenn größere Beträge von Stickstoff immittiert werden und systemintern NH_4^+ in NO_3^- umgewandelt wird. Chlorid hat

auch unter marinem Einfluß nur eine untergeordnete Bedeutung, da es zumeist gebunden mit Natrium auftritt (REUSS & JOHNSON 1986). Vereinzelt sind jedoch auch andere Säuren, wie die Salzsäure HCl, maßgeblich am Säurestatus beteiligt (REHFUESS 1990, 235).

4.3 Gewässer- und Bodenversauerung im Westerzgebirge

Arbeiten zur Problematik der Gewässerversauerung im Westerzgebirge finden sich erst in der jüngeren Vergangenheit (LORZ & NEUMEISTER 1997; KRÜGER et al. 1997; KRÜGER 1996; STUFA 1996; KEITEL 1995; NEUMEISTER et al. 1995; STÖCKER 1992, 1991; DÄSSLER & RANFT 1989). Die Untersuchungen von NEUMEISTER et al. (1995), KRÜGER (1996) und KRÜGER et al. (1997) im Westerzgebirge zeigen, daß die Fließgewässer und Talsperren des Westerzgebirges - soweit sie nicht von Siedlungsabwässern und von Wässern aus nicht-sauren Einzugsgebieten beeinflusst sind - heute als sauer zu bezeichnen sind. So weisen auch die Fließgewässer im Einzugsgebiet der oberen Großen Pyra einen deutlich sauren Charakter auf. Gleichzeitig sind Stoffkonzentrationen, insbesondere an Aluminium und Mangan, zu beobachten, die teilweise um ein Vielfaches über Grenz- und Richtwerten liegen (Tab. 4-1).

HEDLICH (1973) weist schon für die 60er Jahre auf mögliche Belastungen der Talsperren im Westerzgebirge aufgrund von Grenzwertüberschreitungen in Talsperrenrohwassern u.a. des pH-Wertes sowie der Gehalte an Eisen und Mangan hin. Für den Zeitraum 1961 - 1966 wird für die Talsperre Carlsfeld ein durchschnittlicher pH-Wert von 4,5 angegeben, der im oberen Bereich der heute beobachteten Werte liegt. Die Mangan- und Eisengehalte bewegen sich im Rahmen der aktuellen Werte. Für die Saldenbachtalsperre, Mittleres Erzgebirge, waren dagegen hohe Sulfatgehalte zu beobachten ($\bar{\varnothing} = 52 \text{ mg l}^{-1}$), die schon damals auf atmosphärische Einträge im Einzugsgebiet zurückgeführt wurden. Hohe Sulfatgehalte wurden auch für die Talsperre Carlsfeld beobachtet ($\bar{\varnothing} = 35 \text{ mg l}^{-1}$). Deutlich geringer waren jedoch die Nitratwerte von $0,05 \text{ mg l}^{-1}$ für den Beobachtungszeitraum 1961-1966. KEITEL (1995) weist ebenfalls darauf hin, daß bereits seit den 70er Jahren Trinkwassergewinnung in Talsperren des Westerzgebirges nur mit stark erhöhten Aufbereitungskosten möglich war. Die Versauerung der Zuflüsse der Talsperren Stollberg und Carlsfeld wurde ebenfalls von KEITEL (1995) nachgewiesen. Demnach ist für die Gewässer eine signifikante Abnahme der pH-Werte seit 1955 zu verzeichnen. Zwischen 1960 und 1990 wurde eine pH-Wert-Absenkung von 0,4 - 1,4 pH-Einheiten beobachtet. Zudem konnte ein Anstieg der Gehalte von NO_3^- , SO_4^{2-} (18 auf 33 mg l^{-1}), Mg^{2+} und Ca^{2+} (6 auf 9 mg l^{-1}) nachgewiesen werden,

während das Verhältnis dieser Ionen keinen Trend erkennen läßt. DÄSSLER & RANFT (1989) zeigten durch den Vergleich von Werten aus den 50er und 80er Jahren auf, daß die pH-Werte in unbeeinflussten Waldbächen des Erzgebirges eine mittlere Verringerung um 0,6 Einheiten aufwiesen, dagegen würde für direkt anthropogen beeinflusste Waldbäche einen Anstieg der pH-Werte um ca. 0,4 Einheiten beobachtet.

Auch der saure Charakter der Böden erweckte schon früh das Interesse besonders der Forstwirtschaft. Der Tharandter Forstbodenkundler G. KRAUSS beschäftigte sich mit der Problematik saurer organischer Auflagen des Eibenstocker Granitmassives und angrenzender Gebiete schon in den 20er und 30er Jahren (KRAUSS 1928, KRAUSS et al. 1934, KRAUSS & WOBST 1935). Diese Autoren wiesen schon damals auf den extrem sauren Charakter der Oberböden im Gebiet selbst und im benachbarten vogtländischen Schiefergebirge hin. Dort wurden von KRAUSS & WOBST sowie von v. RÖMER (1931 zit. in KRAUSS & WOBST 1935) pH-Werte auf "alten Waldböden" - gemeint sind wohl in historischer Zeit forstlich genutzte Böden - von zumeist unter 4,0 (min. 3,08) gefunden. Leider fehlen Angaben zu pH-Werten des Mineralbodens sowie zur Basensättigung. Dagegen konnten DÄSSLER & RANFT (1989) durch den Vergleich von Daten aus den 50er und 80er Jahren nachweisen, daß die pH-Werte in Böden über granitischem Untergrund im Erzgebirge im unteren Solum (B-Horizonte) pH-Absenkungen von bis zu 1,0 Einheit aufweisen. Die durchschnittliche Verringerung lag für B-Horizonte bei 0,3 - 0,4 pH-Einheiten und für A-Horizonte bei 0,1 - 0,3 pH-Einheiten. Für organische Auflagen wurde keine Veränderung beobachtet, was sich mit den oben zitierten Angaben deckt. Dabei waren die Hochlagen stärker von pH-Absenkungen betroffen. Die Sorptionswerte und C/N-Verhältnisse hatten sich dagegen kaum verändert.

Daß tatsächlich Versauerungen des Oberflächenwassers im Untersuchungsgebiet vorliegen, zeigen eigene Auswertungen der pH-Werte von Zuflüssen der Talsperren Eibenstock und Carlsfeld. In der Zwickauer Mulde ist ein Rückgang der pH-Werte im Zeitraum 1968 bis 1974 zu beobachten (Abb. 4-2). Der Tiefpunkt der Versauerung scheint im Zeitraum Mitte der 70er Jahre bis Anfang der 80er Jahre zu liegen (Tab. 4-3). Ab diesem Zeitraum zeigen die pH-Werte wieder eine steigende Tendenz (UBA 1995, 10). Ein vergleichbares Verhalten zeigen die Wilzsch und ein weiterer Zufluß der Talsperre Carlsfeld (Abfluß Kranichsee). Die Tendenz zu niedrigeren Minimalwerten, trotz steigender pH-Werte (Tab. 4-2), weist auf die Persistenz von Einzugsgebietsversauerung auch bei nachlassenden atmosphärischen Belastungen und der Durchführung von Kompensationskalkungen hin. Ein ähnlicher Abfall

pH-Werten von flachgründigen Grundwässern in Thüringen seit den 60er Jahren (TMFUL 1993), für den Steinbach, Fichtelgebirge, im Zeitraum 1957 - 1983 (LEHMANN 1994) sowie in der Eifel (SYMADER 1989) zu beobachten.

Das deutlich höhere pH-Niveau der Zwickauer Mulde ist auf die Einleitung von basischen Siedlungsabwässern zurückzuführen. Die durch den Ausbau von Abwasserbehandlungsanlagen verbesserte Qualität von eingeleiteten Siedlungsabwässern wird allerdings tendentiell ähnliche Folgen haben wie die nachlassenden basischen atmosphärischen Einträge. Das Absinken der Säureneutralisationskapazität der Gewässer wird dazu führen, daß der Einfluß diffus eingetragener Stoffe aus versauerten Einzugsgebieten im Gewässer dominieren wird.

Tab. 4-2 *pH-Wertentwicklung in drei Fließgewässern (aus Daten der Landestalsperrenverwaltung)*

Zeitraum	Mittel	Maximum	Minimum	s	V (%)	Schiefe	n
Zwickauer Mulde							
1981-97	5,55	7,06	3,60	0,79	14	-0,15	112
1975-80	5,15	7,20	3,70	0,79	15	0,54	46
1968-73	5,86	7,10	4,50	0,84	14	-0,15	35
Wilzsch							
1981-97	4,09	5,70	2,60	0,53	13	0,17	88
1975-80	3,88	5,20	3,00	0,64	16	0,40	13
1957-73	4,15	5,80	3,30	0,68	16	0,64	34
Zufluß Kranichsee							
1981-97	4,25	5,60	2,45	0,63	15	0,02	54
1975-80	4,20	5,40	3,10	0,57	14	-0,01	17
1957-73	4,94	5,80	3,90	0,70	14	-0,28	7

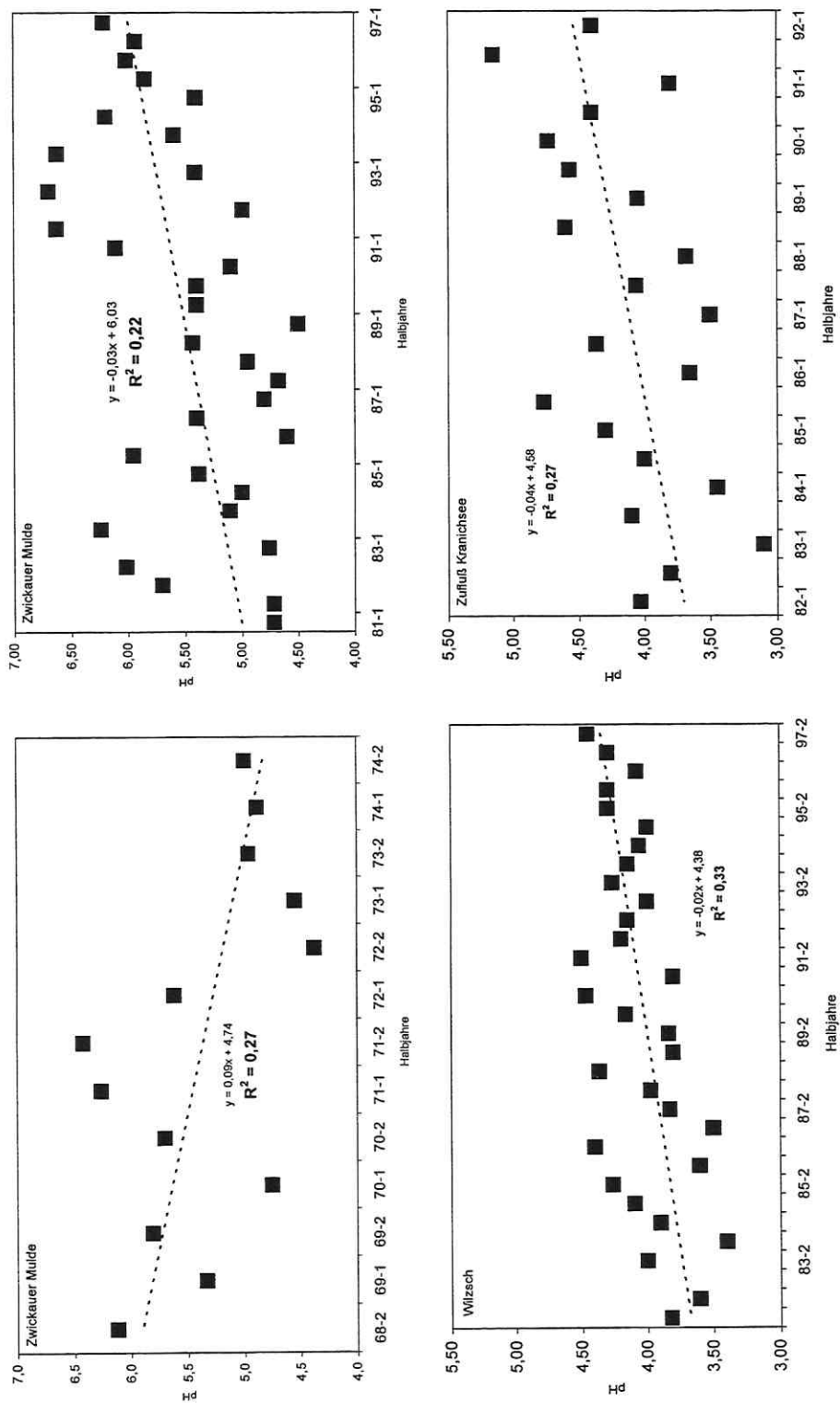


Abb. 4-3 Die Entwicklung der pH-Werte in Zuflüssen der Talsperren Eibenstock und Carlsfeld (aus Daten der Landestalsperrenverwaltung)

5 AUSWERTUNG DER UNTERSUCHUNGEN

5.1 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Die Erfassung der atmosphärischen Deposition im Untersuchungsgebiet schließt die Freilandeinträge und die Kronentraufe ein. Der Kronenraum gilt als wichtigster oberirdischer Reaktionsraum und hat angesichts der überwiegenden Bewaldung des Untersuchungsgebietes einen hohen Stellenwert. Zudem spielt der Kronenraum und dessen Exposition die entscheidende Rolle für den Eintrag in das System (LOCHMANN 1986).

Für den Zeitraum 7/96 bis 11/97 zeigt sich, daß die Niederschlagsmenge unter Wald (889,5 mm im HJ 96/97) aufgrund von Interzeptionsverdunstung um ca. ein Viertel niedriger ist als im Freiland (1224,5 mm im HJ 96/97). Im Durchschnitt sind in der Bundesrepublik die Bestandsniederschläge um ein Drittel niedriger als im Freiland (VOLZ 1994, BALÁZS 1988).

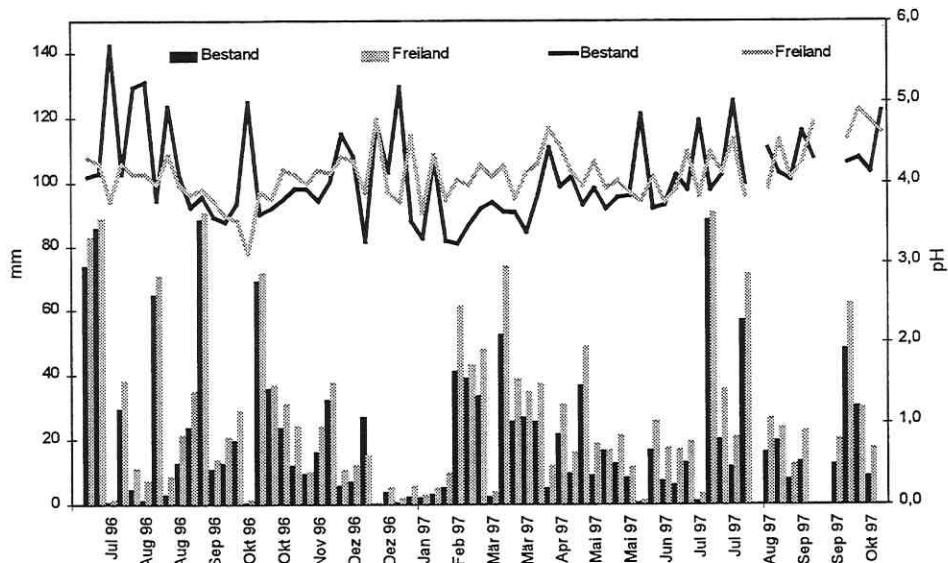


Abb. 5-1 Niederschlagshöhe und pH-Werte Juli 1996 bis November 1997

Der Gang der Niederschlagshöhe zeigt ein deutliches Minimum im Winter 1996/97 und Maxima im Sommer/Herbst 1996 sowie im Spätwinter und Sommer/Herbst 1997. Die Entwicklung der pH-Werte läßt nur einen schwachen jahreszeitlichen Trend zu niedrigeren Werten im Winterhalbjahr erkennen. Statistisch ließ sich kein Zusammenhang zwischen

Niederschlagshöhe und pH-Wert belegen. Die mittleren pH-Werte im Freilandniederschlag sind überraschenderweise nur geringfügig höher als im Bestandsniederschlag. Dagegen zeigt der pH-Wert des Bestandsniederschlags eine breitere Streuung als im Freilandniederschlag (Tab. 5-1). Beide Gesamtheiten sind statistisch nicht zu trennen (F-Test).

Tab. 5-1 Statistische Auswertung der pH-Werte im Niederschlag

	Mittelwert	max.	min.	s	V (%)
Bestand	4,08	5,70	3,24	0,54	13,2
Freiland	4,11	4,63	3,59	0,33	8,0

Auffällig ist zudem, daß kein einheitliches Muster der pH-Verhältnisse zwischen Freilandniederschlag und Bestandsniederschlag zu erkennen ist. Im Spätwinter bis Frühjahr 1997 verlaufen beide Kurven parallel, dabei liegen die Werte im Freiland höher als im Bestand. In vier Episoden (7/96, 10/96, 12/96, 5/97) kehren sich diese Verhältnisse jedoch deutlich um. Bei extrem niedrigen pH-Werten im Freiland sind sehr hohe Werte im Bestand zu verzeichnen. Dieses Phänomen tritt in Verbindung mit sehr niedrigen Niederschlagsmengen ($< 5 \text{ mm Woche}^{-1}$) auf und ist vermutlich auf eine durch die Interzeptionsverdunstung bedingte relative Anreicherung von basischen Kationen und auf deren nachfolgende Abwaschung zurückzuführen. Die im Oktober 1996 erfolgte Kalkung aus der Luft im nördlichen Untersuchungsgebiet (nicht am Niederschlagssammler) wirkt sich nur geringfügig auf die pH-Werte der Bestandesniederschläge aus.

Der Gehalt an chemischen Elementen oder Verbindungen, wie er innerhalb bestimmter Sammelzeiträume gelöst in Summenproben des Freilandniederschlages oder des Bestandsniederschlages ermittelt wird (ausgedrückt in $\text{mg qm}^{-1} \text{ d}^{-1}$ oder $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), ist die Niederschlagsdeposition (BRECHTEL 1988, 21). Der mittlere Eintrag von freien Wasserstoffionen durch die Niederschlagsdeposition beträgt im Untersuchungsgebiet für das Freiland $0,95 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für den Bestand $1,61 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei Spitzenwerte im Bestand von über $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in einzelnen Immissionsereignissen erreicht werden (Februar 1997). Damit ist der Eintrag von Wasserstoffionen im Vergleich zu anderen Untersuchungsgebieten (Tab. 5-2) hoch, der beispielsweise momentan für alle Beobachtungspunkte in Niedersachsen deutlich unter $1,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt (MEESENBURG 1998).

Tab. 5-2 Vergleichswerte für Stofffrachten im Freiland- und Bestandsniederschlag anderer Untersuchungsgebiete in Deutschland

Autor	Gebiet	Niederschlag (mm)	H ⁺	NH ₄ ⁺ -N (kg a ⁻¹ a ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ -S	NO ₃ ⁻ -N
VOLZ 1994; (BÜCKING et al 1986)	Schönbuch 1983- 1992	507 (Fi)	<0,44	4,1	16,9	6,4
VOLZ 1994	Solling 1983 - 1992	802 (Fi)	2,14	19,8	61,5	17,7
ULRICH et al. 1986	Solling 1969 - 1983	1017 (Fr) 864 (Bu) 747 (Fi)	0,79 1,34 3,11	11,6 12,2 15,4	23,4 50,3 85,2	8,4 10,7 15,6
BRECHTEL 1988	Wdl Hessen 1986 - 1987	1000 (Fr) 677 (Fi)	0,59 1,46	5,7 10,9	23,5 45,7	8,6 16,6
ANDRAE 1994, VOLZ 1994	Lange Bramke (N) 1986 - 1992 (Fr bis 1988)	1327 (Fr) 1121 (Fi)	0,72 1,01	13,2 9,0	22,0 37,5	8,9 10,0
ARMBRUSTER et al. 1997	Schluchsee / Arinus (1990 - 1993)	1916 - 1960 (Fr) 1555 - 1654 (Fi)	0,31 0,27	6,0	6,1 8,3	4,0 5,1
SLFUG 1996, 1997a	Carlsfeld (1995, 1996)	1478 (Fr) 1007 (Fr)	0,51 0,33	10,1 8,2	7,3 6,0	12,6 9,1
LUX 1995	Oberbärenburg (1990-1994)	666 (Fi)	-	21 (N- gesamt)	60	-
SÄCHSISCHE LANDESANSTALT F. FORSTEN	DBF Klingenthal	1192 (Fr) 823 (Fi)	0,55 0,89	7,6 9,3	10,7 24,4	7,4 9,6
LORZ 1996 -97 [#]	Große Pyra (HJ 96/97)	1224,5 (Fr)* 889,5 (Fi)*	0,95* 1,61*	7,1* 8,5*	10,1* 19,5*	7,0* 8,2*

Fr = Freiland, Bu = Buche, Fi = Fichte; # = Eigene Untersuchungen * = auf Wochenbasis;
+ = auf Monatsbasis

Die generelle Annahme, daß die Protoneneinträge unter Fichte wesentlich höher sind als im Freiland, konnte für das Untersuchungsgebiet und den untersuchten Zeitraum bestätigt werden. Sowohl die höchsten episodischen als auch die höchsten durchschnittlichen Frachten sind im Bestand zu finden. Desweiteren kann die Vorstellung einer generell erheblich höheren Immission durch die Interzeptionsdeposition während Extremereignissen belegt werden. Während im Winter die Interzeptionsdeposition für die H⁺-Einträge eine große Rolle spielt, sind im Sommer die Verhältnisse auf einem niedrigeren Niveau teilweise umgekehrt (Abb. 5-2).

Die Beziehung zwischen Stoffeintrag durch Interzeptionsdeposition und Bestandsniederschlag wird durch folgende Gleichung verdeutlicht (nach EINSELE et al. 1986):

$$EI \text{ (Interzeptionsdeposition)} =$$

$$EB \text{ (Bestandsniederschlag)} - KA \text{ (Kronenauswaschung)} + D \text{ (Kronendirektaufnahme)}$$

Der erwartete Zusammenhang zwischen windrichtungsabhängiger SO_2 -Belastung und Eintrag von H^+ zeichnet sich nicht in der erwarteten Deutlichkeit ab. Im Winter 1996/97 ergaben die hohen Luftbelastungen vermutlich erst durch das Einsetzen von Regenniederschlägen und Tauwetter zeitverzögert einen hohen Eintrag an Wasserstoffionen. Bei diesem Vorgang wird die Funktion des Kronenraums als Filter-, Speicher- und Reaktionsraum, besonders im Zusammenhang mit dem Schneespeicher im Kronenraum, deutlich (Abb. 5-2).

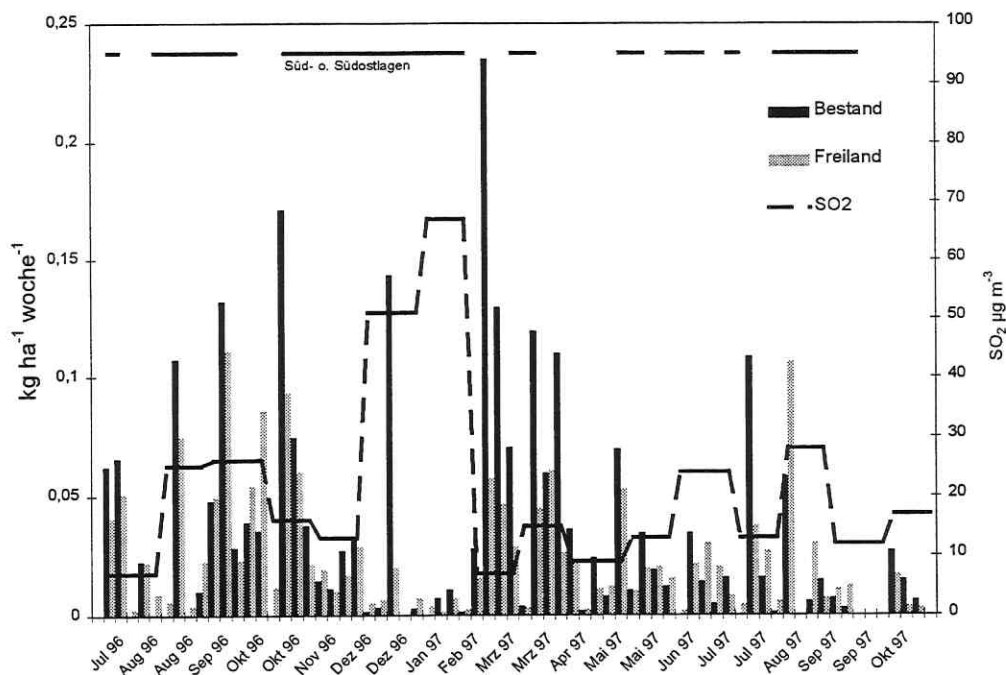


Abb. 5-2 Wöchentliche H^+ -Frachten im Niederschlag im Untersuchungsgebiet sowie SO_2 -Konzentration und Windrichtung am Fichtelberg (aus SLfUG 1997b)

Die Betrachtung der Stoffeinträge zeigt, daß im Vergleich zur Station Carlsfeld, die der gleichen Höhenlage wie die Niederschlagsammler im Untersuchungsgebiet zu- zuordnen ist, die Einträge erhöht sind, was vermutlich auf die Leelagensituation zurückzuführen ist.

Tab. 5-3 Stoffeinträge durch nasse Deposition in der DWD-Station Carlsfeld (aus Daten SLFUG 1996, 1997a) und im Untersuchungsgebiet in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$

	H ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	N-ges.	S-ges.
Carlsfeld 1995 Freiland	0,51	4,6	1,4	0,6	2,5	6,8	18,0	13,1
Carlsfeld 1996 Freiland	0,33	2,2	0,5	0,3	2,0	3,2	16,2	9,0
Freiland HJ 96/97* Große Pyra	0,95*	9,3	1,9	0,9	4,4	16,4	14,1	10,1*
Bestand HJ 96/97* Große Pyra	1,61*	9,5	20,2	2,1	11,0	30,0	16,7	19,5*

* = auf Wochenbasis, + = Sulfat-S

Besonders auffällig sind die wesentlich höheren Chlorid-Einträge im Freiland- und Bestandsniederschlag, sowie die hohen Einträge von Schwefel und Kalium im Bestandsniederschlag (Tab. 5-3).

Die Reihung der Ionenäquivalente im Niederschlag zeigt für den Freilandniederschlag klar die Dominanz von Stickstoff und nachgeordnet für Sulfatschwefel und Protonen (vgl. BRAHMER 1990; Tab. 5-4). Im Bestandsniederschlag ist die Reihung umgekehrt. Wasserstoff, Natrium, Kalzium, Kalium und Chlorid folgen mit Abstand. Bemerkenswert ist das verstärkte Auftreten von Chlorid im Niederschlag des Untersuchungsgebietes.

Tab. 5-4 Reihung der Ionenäquivalente im Niederschlag (aus Tab. 5-3)

	Kmol IÄ $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$							
Carlsfeld 1995 Freiland	N-ges.	Sulfat-S	H ⁺	Na ⁺	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
	1,29	0,82	0,50	0,20	0,19	0,12	0,05	0,04
Carlsfeld 1996 Freiland	N-ges.	Sulfat-S	H ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Cl ⁻	Mg ²⁺	K ⁺
	1,16	0,56	0,33	0,10	0,10	0,09	0,02	0,01
Große Pyra HJ 96/97 Freiland	N-ges.	H ⁺	Sulfat-S	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
	1,01	0,94	0,63	0,48	0,38	0,21	0,066	0,049
Große Pyra HJ 96/97 Bestand	H ⁺	Sulfat-S	N-ges.	Cl ⁻	Ca ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺
	1,59	1,22	1,19	0,87	0,54	0,52	0,41	0,18

Die Veränderungen im Kronenraum sind nach ULRICH et al. (1986), LIKENS & BORMANN (1995), REUSS & JOHNSON (1986) zurückzuführen auf:

- die Interzeptionsverdunstung (Evapotranspiration), die zur relativen Anreicherung der eingetragenen Stoffe führt (Konzentrationserhöhungen von bis zu 20 %);
- den Auskämmeffekt von Luftverunreinigungen durch den Kronenraum (Akzeptorabhängigkeit für Gase, Nebel und Aerosole [$<0,1\mu\text{m}$]; DVWK 1984, 1);
- den „leaching-Effekt“ (Kronenraum- oder Pflanzenauswaschung) als interner Umsatz Boden - Pflanze, Versauerung des Bestandsniederschlags durch organische Säuren aus den Blättern (Koniferen), verringerte Versauerung durch den Austausch von Protonen gegen basische Kationen (Laubbäume);
- Re-Insertion durch windbedingte Aufwirbelung von benetzten Pflanzenoberflächen.

Für Kalium, Kalzium, Magnesium und Mangan sind die höchsten Anreicherungsraten in der Krone zu verzeichnen, wie sie auch für Kalium und Mangan von BALÁZS (1988) und ULRICH et al. (1986, 398) im Kronendurchlaß beobachtet wurden. Beide Elemente unterliegen einer verstärkten Pflanzenauswaschung (ULRICH et al. 1986). Im Vergleich der Einträge zeigt sich, daß Nitrat und Ammonium nur geringfügig im Kronenraum angereichert werden (Tab. 5-5). Dies weist darauf hin, daß im Kronenraum keine Oxidation/Nitrifizierung von Ammonium stattfindet. Gegenüber Natrium verhält sich der Kronenraum scheinbar ebenfalls inert (FEGER 1993).

Tab. 5-5 Mittlere Anreicherungs faktoren im Kronendurchlaß für das Untersuchungsgebiet im Zeitraum 6/96 - 7/97

H ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	SO ₄ ²⁻ -S	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	Cl ⁻	Fe ³⁺	Mn ⁴⁺	Al ³⁺
1,6	12,2	4,0	4,4	1,2	2,2	1,2	1,5	3,5	3,3	19,7	2,8

Die hohen Anreicherungsraten von Kalium und Mangan sind mit einer hohen Variabilität verbunden. Nach VOLZ (1994) wirkt sich die Interaktion in der Baumkrone für die versauerungsrelevanten Stoffe Schwefel, Stickstoff und Wasserstoff unterschiedlich aus. Unter der Voraussetzung, daß Schwefel kaum mit der Baumkrone interagiert, sind die in der Kronentraufe gemessenen Stoffflüsse ungefähr der tatsächlichen atmosphärischen Deposition

gleichzusetzen. Dagegen wird ein Großteil des Stickstoffes im Kronenraum aufgenommen, so daß es zu einer Konzentrationsverringering kommt. Ebenso werden Protonen im Kronenraum gepuffert.

Die Trennung zwischen externen und internen Einträgen stellt ein generelles Problem in der Ökosystemforschung dar. FEGGER (1993, 68-70) ermittelte mit Hilfe von Modellrechnungen hohe Leachingraten, besonders für Kalium, Kalzium, Magnesium, Chlorid, Aluminium, Mangan und Eisen aus dem Kronenraum von Beständen im S-Schwarzwald. Von EINSELE et al. (1986) wurde in Beständen des Schönbuch eine Auswaschung von Stickstoff, Chlorid, Sulfat, Natrium und Magnesium aus dem Kronendach festgestellt. Für Kalium und Kalzium war die Interzeptionsdeposition gleich dem Eintrag durch Freilandniederschlag. Dagegen wurden Magnesium und Sulfat durch Interzeptionsdeposition doppelt so stark eingetragen. KRAM et al. (1997) beobachteten einen vorwiegend externen Eintrag von Kalzium und Natrium über die Kronentraufe von Fichten im Lysina-Einzugsgebiet (W-Tschechien).

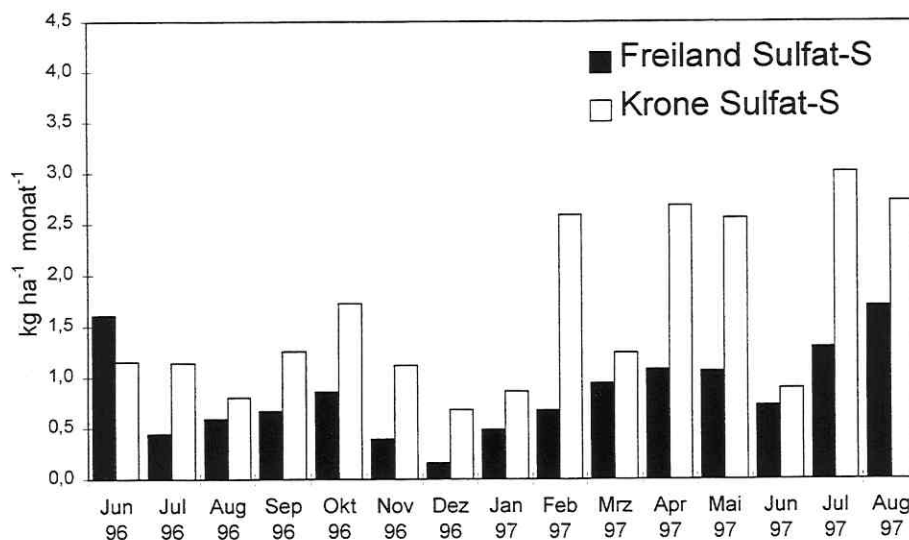


Abb. 5-3 Sulfat-Schwefeleinträge im Freiland und in der Kronentraufe im Niederschlagssammler Untersuchungsgebiet

Der zeitliche Verlauf der Sulfat-Deposition wird vorwiegend durch die Niederschlagshöhe gesteuert (Abb. 5-3). Ab Februar 1997 ist mit dem Einsetzen höherer Niederschläge auch eine stärkere Zunahme der Schwefeleinträge zu verzeichnen. Dabei scheint weder zur

winterlichen Heizperiode noch zu den SO₂-Konzentrationen am Fichtelberg (Abb. 5-2) ein direkter Zusammenhang zu bestehen.

Bei der Betrachtung der Depositionsraten anderer Stoffe (Abb. 5-4) fällt auf, daß Stoffeinträge episodenhaft erhöht sind. So wirken sich die Kalkungen im Oktober 1996 auf die Einträge von Protonen, Chlorid, Kalzium, Kalium und Magnesium aus. Ein ähnliches Ereignis findet sich im Februar und März 1997, bei dem vor allem Chlorid, Kalzium, Natrium und Magnesium eingetragen wurden. Diese Erscheinung ist wohl im Zusammenhang mit den geringen Niederschlägen im Dezember und Januar zu sehen, so daß es mit Einsetzen der ersten Tauperioden und Regenniederschlägen zu einem verstärkten Austrag aller Stoffe kommt. Als Folge dieser verstärkten Einbringung von basischen Kationen ist vermutlich auch der verstärkte Austrag von H⁺-Ionen aus dem Kronenraum zu sehen. Ein deutlich saisonaler Gang der Einträge ist in keinem Fall zu erkennen (vgl. BRAHMER 1990, 183). Auffällig ist, daß 1997 für Chlorid, Natrium, Kalzium und Magnesium die Stoffeinträge im Freilandniederschlag - in Abhängigkeit zur Niederschlagshöhe - wesentlich höher liegen als 1996. Die Beschränkung auf die genannten Ionen legt den Einfluß von basischen Stäuben aus der Verbrennung salzhaltiger Kohle nahe.

Auf Grundlage der Ionenbilanz wurden die DOC-Gehalte errechnet (FEGGER 1993; Differenz zwischen anorganischen Kationen und anorganischen Anionen). Danach sind im Freilandniederschlag 0,04 meq l⁻¹ bzw. im Bestandsniederschlag 0,05 meq l⁻¹ an DOC vorhanden.

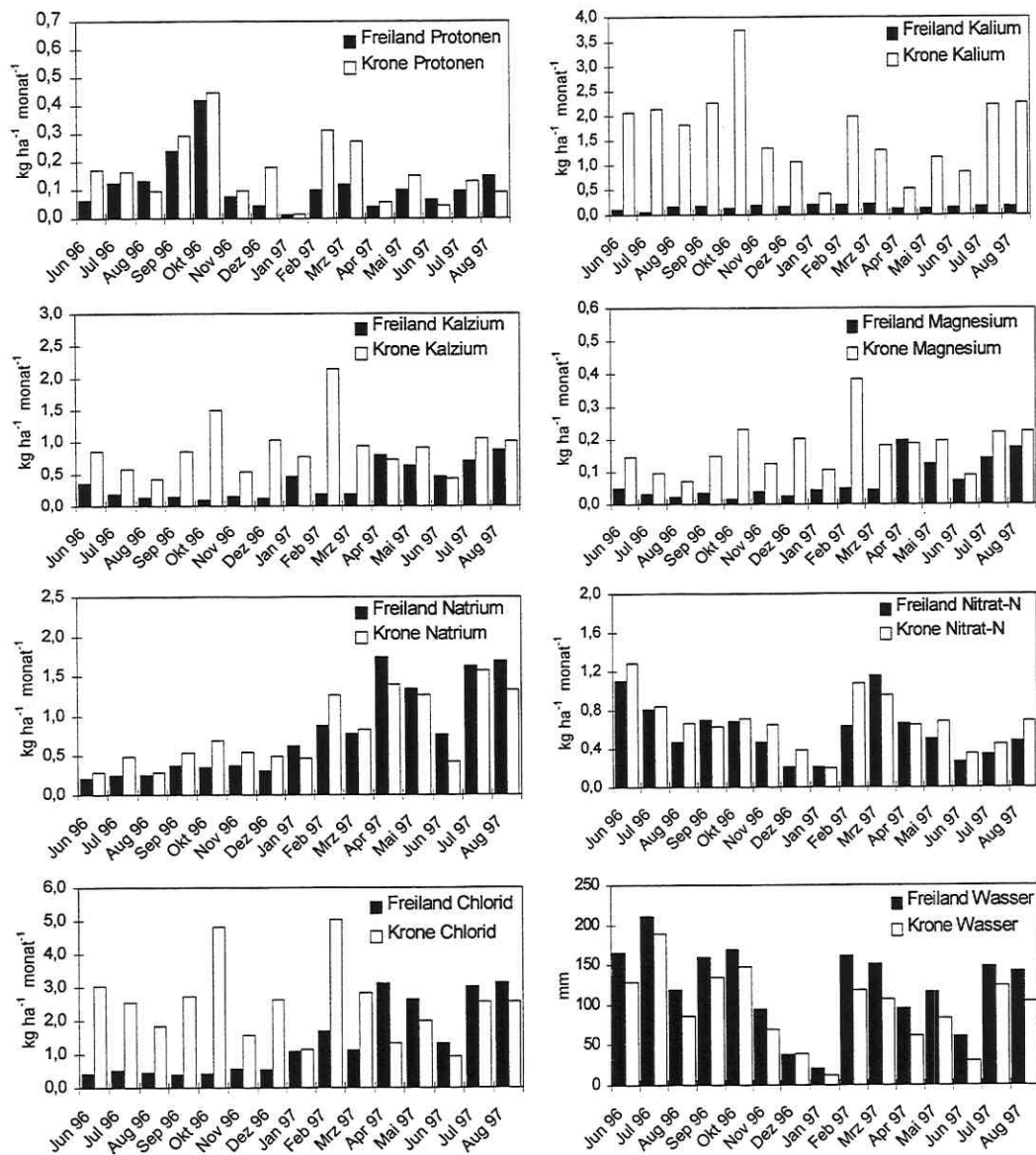


Abb. 5-4 Stoffeinträge im Freiland und Kronentraufe im Niederschlagssammler Untersuchungsgebiet

5.2 OBERFLÄCHENWASSER

5.2.1 Hydrographie

Die hydrologischen Kennwerte (Tab. 5-6) verdeutlichen die Relationen zwischen dem Gesamteinzugsgebiet und den beiden näher untersuchten Teileinzugsgebieten. Zudem wird der Stoffaustrag durch den Abfluß über die Konzentrations-Durchfluß-Beziehung gesteuert.

Auffällig ist die grundsätzlich andere hydrologische Reaktion des Teileinzugsgebietes Kleine Pyra. Das Verhältnis der Extremabflüsse ist hier wesentlich weiter. Die Abflußspende und der Abflußbeiwert liegen niedriger. Diese Unterschiede sind vermutlich im Zusammenhang mit dem differenten Speicherverhalten und damit verbundenen höheren aktuellen Evapotranspiration zu sehen. Ein erhöhter unterirdischer Abfluß aus dem Moor ist aufgrund der lokalen geologischen Verhältnisse nicht wahrscheinlich (Abb. 2-2).

Tab. 5-6 Hydrologische Kennwerte der Einzugsgebiete, Extremabflüsse auf monatlicher Basis für das HJ 96/97

Einzugs- gebiet	Mittlerer Abfluß	Mittlerer MoNQ l s ⁻¹	Mittlerer MoHQ	Fläche km ²	Abfluß- spende l/s km ²	Abfluß- beiwert A/FN
Große Pyra	174,6	105,4	514,7	5,48	31,89	0,82
Kleine Pyra	3,1	1,0	21,4	0,13	24,08	0,62
Butterbächel	6,8	3,6	15,8	0,22	31,85	0,82

Niederschlagsspitzen zeichnen sich deutlich in Abflußspitzen ab (Abb. 5-5). Die höchsten Abflüsse werden während der sommerlichen und herbstlichen Niederschlagsperioden sowie in der Schneeschmelze erreicht. Für die Große Pyra sind Höchstwerte von $\leq 1000 \text{ l s}^{-1}$, für die Kleine Pyra und Butterbächel von $\leq 100 \text{ l s}^{-1}$ zu verzeichnen (Tab. 5-6).

Für das Untersuchungsgebiet sind insgesamt drei unterschiedliche Abflußsituationen zu differenzieren: Hochwasserereignisse (schneller Direktabfluß), Nachhochwasserabfall (verzögerter Direktabfluß) und Basisabfluß (kurzfristig und langfristig) (vgl. DYCK & PESCKE 1995). Auch wenn keine Ganglinienseparation durchgeführt wurde, so kann abgeschätzt werden, daß die von SCHWARZE et al. (1991) - mit Hilfe eines EDV-gestützten hydrologischen Verfahrens - und von BRAHMER (1990) und FEGER (1993) - mit Hilfe chemischer Ganglinienseparation - ermittelten Anteile von $< 50 \%$ Direktabfluß (Interflowanteil) und $> 50 \%$

indirekter Abfluß in ähnlichen Größenordnungen wie im Untersuchungsgebiet liegen. SCHWARZE et al. (1991) ermittelten für die Lange Bramke, Harz einen Anteil des schnellen Direktabfluß von 12 % und von weiteren 34 % mit Verweilzeiten von unter zwei Jahren (Direktabfluß). Die restlichen 54 % besaßen Verweilzeiten von über zwei Jahren (Basisabfluß). Für ein Einzugsgebiet mit dem Untersuchungsgebiet vergleichbaren Niederschlags-, Boden- und Reliefverhältnissen in den Ouachita Mountains, USA schätzten TURTON et al. (1992) den mittleren Anteil des Interflows am Gesamtabfluß auf 1 bis 48 %. In Spitzen betrug er sogar 85 %. Diese Ergebnisse sowie der von BRAHMER (1990) beobachtete Anteil des direkten Abflusses bei Extremereignissen (Niederschlag, Schneeschmelze) von bis zu 70% scheinen auf die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet übertragbar zu sein.

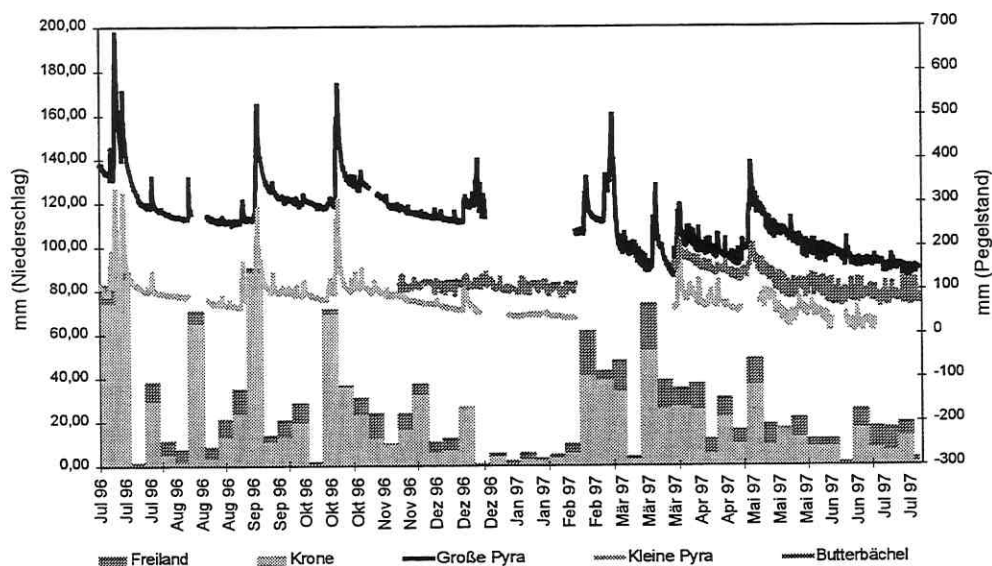


Abb. 5-5 Pegelstand (stündlich) und Niederschlagshöhe (wöchentlich) für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete

5.2.2 Säurezustand der Oberflächenwässer

Qualität, Herkunftsräume und Durchflußmenge des Oberflächenwassers im Untersuchungsgebiet stehen in einem engen, zeitlich variablen Zusammenhang. Die Alkalinität wird wegen der Bedeutung organischer Säuren sowie geringer Bedeutung von CO_2 nicht als Kriterium zur Beschreibung des Säurestatus benutzt. Vielmehr wurde der pH-Wert des Oberflächenwassers als Parameter gewählt, um Aufschlüsse über den Charakter der

jeweiligen Reaktionsräume zu gewinnen. Die räumliche Differenzierung bezieht sich wiederum auf die Teileinzugsgebiete Moor (Kleine Pyra) und "Mineralisch" (Butterbächel) sowie auf das Gesamteinzugsgebiet.

Die Wasserqualität im Untersuchungsgebiet wird durch die vorwiegende Herkunft aus verschiedenen Reaktionsräumen bestimmt:

- tieferes Sicker- und Grundwasser, bei größerer Bedeutung (bio)geochemischer Prozesse des tieferen Untergrundes
- Niederschlags- oder Schmelzwasser, bei größerer Bedeutung atmosphärischer Einträge
- Interflowwasser, bei größerer Bedeutung biogeochemischer Prozesse des oberflächennahen Untergrundes (Solum, Wurzelraum).

Die Interpretation des Hydro- und Chemographen des Oberflächenwassers ist jedoch durch die Vermengung der oben aufgeführten Anteile mit großen Problemen, insbesondere der chemischen und konzeptionellen Definition, behaftet (JENKINS et al. 1994).

Starke episodische Absenkungen des pH-Wertes sind auf schnellen und langsamen **Direktabfluß** zurückzuführen, während in Phasen, in denen weniger Wasser zur Verfügung steht (**Basisabfluß**), mit geringeren pH-Schwankungen auf höherem pH-Niveau zu rechnen ist (Abb. 5-6 u. 5-7).

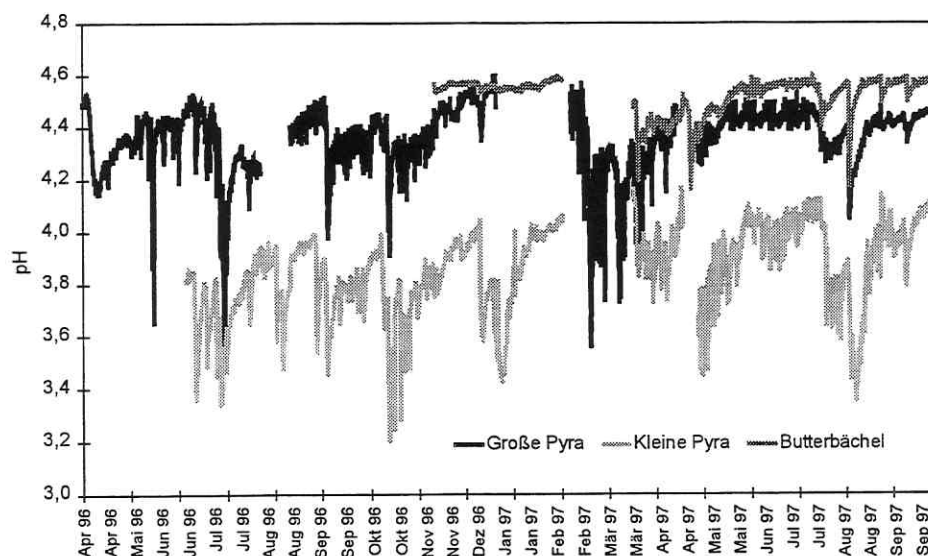


Abb. 5-6 Ganglinie der pH-Werte für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete

Die pH-Werte des Oberflächenwassers sind nach Einzugsgebieten zu unterscheiden (Abb. 5-6; Abb. 5-8). Die Ganglinien der pH-Werte für das Gesamteinzugsgebiet Große Pyra sowie für die Teileinzugsgebiete Kleine Pyra und Butterbächel weisen deutliche Einbrüche der pH-Werte auf, die eine pH-Einheit jedoch nicht überschreiten (Abb. 5-6). Diese pH-Schocks sind damit nicht so extrem, wie die von HAMM et al. (1994) beschriebenen Absenkungen auf bis zu pH 2,9 im Steinbach, Fichtelgebirge bei sommerlichen Starkregenereignissen. Die pH-Einbrüche im Untersuchungsgebiet sind in der Mehrzahl der Fälle auf hohe Niederschläge zurückzuführen.

Die häufigen, niederschlagsbedingten Einbrüche der pH-Werte im **Direktabfluß** sind im Untersuchungsgebiet nicht vorwiegend aus direkten Protoneneinträgen zu erklären. Vielmehr wird ein Teil des Niederschlagswassers, bei geringen Niederschlägen sogar das gesamte Wasser, im Boden zurückgehalten. Das niedrige pH-Niveau im Niederschlag ist im Oberflächenwasser nur episodisch wiederzufinden (ROBSON et al. 1993). Bei Niederschlägen kommt es zu einer Verdrängung der Wässer aus dem Solum durch Niederschlagswasser. Dabei wird vorhandenes Porenwasser als Interflow aus dem Solum gepreßt und durch Niederschlagswasser ersetzt. Das in den Vorfluter übertretende Wasser stammt aus schnellen, lateralen, hypodermischen Wasserbewegungen (DYCK & PESCHKE 1995, MURAOKO & HIRATA 1988; BETSON & MARIUS 1969). Trotzdem ist bei Niederschlagsereignissen und Schneeschmelze auch mit einem erhöhten Oberflächenabfluß zu rechnen, der im Untersuchungsgebiet ebenfalls zu beobachten war. Somit sind erhöhte Protonenkonzentrationen im Oberflächenwasser nicht nur die direkte Folge der Einwirkung von atmosphärisch geprägtem Wasser, sondern auch die Folge des Übertritts von Wasser aus dem versauerten Solum, das durch Verweilen in diesem dessen stark sauren Charakter angenommen hat. Dabei können Verzögerungen von bis zu einem halben Jahr auftreten (EINSELE et al. 1986). In lehmig-tonigen, steinigen Böden bei starken Hangneigungen - vergleichbar mit den Verhältnissen im Untersuchungsgebiet - beobachteten TURTON et al. (1992) ein Einsetzen des Interflow (subsurface flow) nach 20 - 30 Minuten. Hohe Interflowanteile bewirkten in vier kleineren Einzugsgebieten in Hessen (Krofdorf) einen signifikanten Abfall der pH-Werte. Daraus und aus weiteren Untersuchungsergebnissen schließt FÜHRER (1988) auf eine weit vorangeschrittene Versauerung des Hauptwurzelraumes - wie es auch für das Untersuchungsgebiet belegt ist - und weist auf die Möglichkeit der Identifikation von im Boden ablaufenden Prozessen durch Langzeitbeobachtungen und Trendanalysen der Abflußqualität hin.

Auch die Schneedecke kann als Reaktionsraum fungieren und Versauerungsschübe in ansonsten gut gepufferter Umgebung auslösen (MACLEAN et al. 1995, BJÄRNBORG 1983). In den Frühjahren des Beobachtungszeitraumes (April 1996, Februar 1997) sind Abflußspitzen zu registrieren, die durch Tauwetter ausgelöst wurden. Für die Schneeschmelze im Frühjahr 1996 ist durch ein gleichmäßiges Ablaufen des Tauprozesses eine zeitlich gestreckte, relativ schwache pH-Depression zu verzeichnen. Dagegen läuft die Schneeschmelze im Frühjahr 1997 aufgrund des ungleichmäßigen Tauprozesses episodenhaft mit einem steilen pH-Wert-Abfall ab (vgl. HAMM et al. 1994). Die Bedeutung des Schneespeichers im Einzugsgebiet hängt entscheidend vom Reifungsgrad der Schneedecke und der damit verbundenen Stoffbefrachtung des Schmelzwassers ab. Dabei zeichnen sich alte Schneedecken durch eine verstärkte Stoffabreicherung aus (JENKINS et al. 1993). Starke Effekte in Form von Versauerungsschüben sind nur bei einem schnellen Abtauen - vor allem bei geringer flächenhafter und höhenmäßiger Ausdehnung des Einzugsgebietes - zu erwarten. Solche Bedingungen - Regenniederschlag auf Schnee - lagen im Winter/Frühjahr 1997 im Einzugsgebiet vor und bedingen die starken Versauerungsschübe im Oberflächenwasser im Februar/März 1997 (Abb. 5-6). MACLEAN et al. (1995) zeigen ebenfalls, daß bei Regenereignissen während Schneebedeckung erhebliche Stoffmengen ausgewaschen werden können. Dagegen bewirkt das langsame, gleichmäßige Abtauen der Schneedecke im Frühjahr 1996 einen gleichmäßigen Verlauf der pH-Kurve auf höherem Niveau, da ausreichend Zeit zur Infiltration und Abpufferung gegeben war.

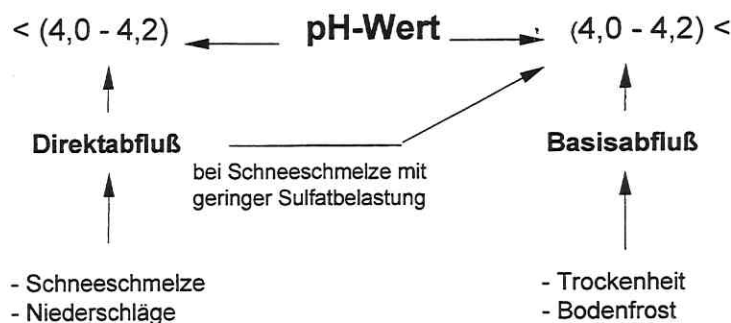


Abb. 5-7 pH-Werte und Abflußtyp für das Einzugsgebiet obere Große Pyra

Der Direktabfluß ist geprägt durch relativ kurze Fließstrecken und kurze bis mittlere Verweilzeiten (DYCK & PESCHKE 1995, 213). Thermodynamische Gleichgewichtsreaktionen zwischen Lösung und Bodenfestphase und/oder biotischen Komponenten finden vorwiegend

im Solum (Hauptwurzelraum, FÜHRER 1988) statt. Nach LIKENS & BORMANN (1995) weist der Durchfluß, der durch Niederschlag oder Schneeschmelze charakterisiert wird, - mit Ausnahme der Protonen - relativ geringe Konzentrationen an Ionen auf. Auch LEHMANN (1994) und HAMM et al. (1994) machen auf die Bedeutung von Schneeschmelze und Starkregenereignissen für die Erzeugung von pessimalen pH-Werten aufmerksam. So ist mit einer verstärkten Versauerung in Trinkwasserspeichern des Mittelgebirgsraums besonders zu Zeiten von Schneeschmelze und Starkregen zu rechnen (DVWK 1990b). NEAL et al. (1992) beobachteten in Wales während solcher Ereignisse (storm flow conditions) eine Dominanz aluminiumreicher, saurer Wässer aus Bereichen vorwiegend biotischer Reaktionen, während bei Basisabfluß Produkte der anorganischen Verwitterung vorherrschten. Ein großer Teil des geringer mineralisierten Regenwassers verbleibt im Boden und wird sukzessive besonders bei nachfolgenden Niederschlagsereignissen abgegeben (ROBSON et al. 1993). Für den Hunsrück und Taunus beobachtete KRIETER (1991) einen schnellen Abfluß von versauertem Bodenwasser über ein schnell drainendes Makroporensystem.

Der **Basisabfluß** ist geprägt durch lange Fließstrecken bei langen Verweilzeiten mit entsprechender Möglichkeit zu Gleichgewichtsreaktionen in Substraten mit höherer Pufferkapazität. Die Qualität des Oberflächenwassers wird bei vorherrschend vertikalen, langsamen Wasserbewegungen (Grundwasser, Baseflow) durch die Reaktionen mit der Festphase des Sickerwasserkörpers bestimmt. Oberflächenwasser, das durch hohe Grundwasseranteile geprägt ist, zeigt relativ hohe Ionen-Konzentrationen (mit Ausnahme der Protonen) (LIKENS & BORMANN 1995; HENDERSHOT et al. 1992).

Die physikalischen und (bio-)chemischen Eigenschaften des durchströmten Substrates spielen für die Wasserqualität eine entscheidende Rolle. Von KRAM et al. (1997) wurden in zwei lithologisch unterschiedlichen Einzugsgebieten (Serpentin und Granit) in W-Tschechien (ca. 40 km SW vom Untersuchungsgebiet) ein grundsätzlich unterschiedlicher Wasserchemismus beobachtet und damit auch eine differenzierte Anfälligkeit für Versauerung gefunden. ROSS et al. (1994) konnten pH-Differenzen von zwei Einheiten für zwei Bachoberläufe auf unterschiedlich lange Fließstrecken und Infiltrationsbedingungen im Untergrund zurückführen. Im Schönbuch traten stark saure Wässer nur in flachgründigen Quellen des Rätssandsteins und dessen Schuttdecken auf. Quellwässer aus karbonatischen Aquiferen hatten dagegen keinen sauren Charakter (AGSTER & EINSELE 1986). Ebenso führen FIEDLER & KATZSCHNER (1989) Differenzen von bis zu zwei pH-Einheiten in zwei

Bächen im Wernersbach-Einzugsgebiet, Tharandter Wald auf unterschiedliche bodenhydrologische Fließwege zurück. Poröse Festgesteine mit höherer hydraulischer Leitfähigkeit - z.B. Sandsteine des Mittleren Buntsandsteines - tragen zur Pufferung bei (LUDWIG & DEUTSCHMANN 1997; BENECKE 1996; DEUTSCHMANN 1994; BODEM 1991). Ältere, tertiäre Verwitterungsbildungen können dagegen als Aluminium-Quellen fungieren (DEUTSCHMANN 1994). KRIETER (1991) führt für den Taunus und Hunsrück Unterschiede in der Häufigkeit des Auftretens von versauerten Fließgewässern auf die Verbreitung von tertiären Verwitterungsdecken zurück. Für den Schwarzwald konnte eine deutliche Abhängigkeit der pH-Werte der Gewässer vom geologischen Untergrund beobachtet werden (SCHOEN & MEESENBURG 1987). Für die Granitgebiete des Schwarzwaldes und der Vogesen stellt FEGER (1993, 176) fest, daß der tiefere Untergrund über eine beträchtliche Protonen- und Aluminium-Pufferkapazität verfügt. Die Pufferung erfolgt auf der Sickerstrecke zwischen Solum und Bach im Lockergestein. Besonders mächtigen Talverfüllungen kann hier als Reaktionsraum eine entscheidende Rolle zukommen.

5.2.3 Durchfluß-Konzentrationsbeziehung

Die Durchfluß-Konzentrationsbeziehung gibt Aufschluß über die Reaktion der Einzugsgebiete bei verschiedenen hydrologischen Situationen. Daraus kann auf Bindungsmechanismen in den Einzugsgebieten geschlossen werden.

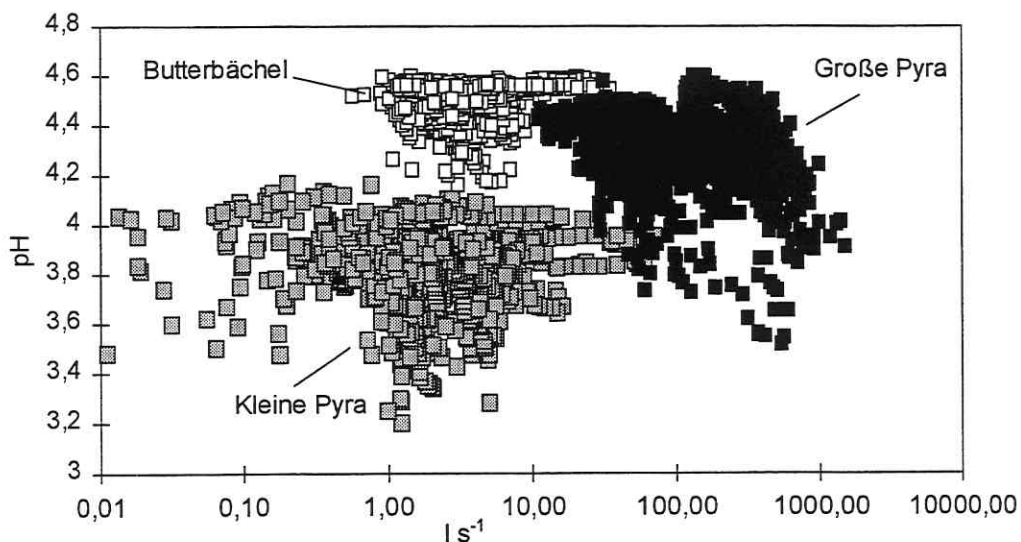


Abb. 5-8 Beziehung zwischen pH-Wert und Durchfluß für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete

Der Zusammenhang zwischen pH-Wert und Durchfluß ist für die Große Pyra und Kleine Pyra enger als für das Butterbächel. Damit ist für das Teileinzugsgebiet Butterbächel eine höhere geochemische und hydrologische Ausgleichsfähigkeit durch längere Verweilzeiten, längere Fließwege und/oder andere Substrateigenschaften anzunehmen.

In den Teileinzugsgebieten Butterbächel und Kleine Pyra deutet sich eine zweigeteilte Entwicklung der pH-Abfluß-Beziehung an. Dies weist auf unterschiedliches Verhalten bei Hochwasser hin, das vermutlich im Zusammenhang mit einer differenzierten Durchfeuchtung des Sickerwasserkörpers zwischen Niederschlagsereignissen steht (Abb. 5-8). Auch kann das unterschiedliche Verhalten von Infiltrationswässern der Schneeschmelze und der Niederschläge den unterschiedlichen Zusammenhang zwischen pH-Wert und Durchfluß bedingen. KAUPENJOHANN (1989) weist darauf hin, daß bei der Schneeschmelze ein Zusammenhang zwischen hohen Sulfateinträgen und niedrigen pH-Werten besteht. Dagegen können bei starken Niederschlagsereignissen auch schon geringe Einträge zu massiver pH-Wert-Absenkungen führen, da bei schneller Infiltration die Pufferkapazitäten der an basischen Kationen verarmten Makroporenwände nicht ausreichen, um den pH-Wert zu erhöhen.

Tab. 5-7 Korrelation (n. PEARSON) zwischen Stoffkonzentration und Durchfluß in verschiedenen Teileinzugsgebieten aus kontinuierlicher Beprobung (n = 18)

	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Al ³⁺
Große Pyra	-0,08	0,29	-0,37	-0,47*	-0,41	0,27	-0,33	0,37
Kleine Pyra	0,45	0,20	-0,57*	-0,49*	-0,23	0,18	-0,21	-0,37
Butterbächel	-0,17	0,21	-0,17	-0,34	-0,16	0,05	0,07	0,08

*=signifikant bei $\alpha = 0,05$

Hinsichtlich der Versauerung und der Konzentrations-Abfluß-Beziehung ist der Beitrag zur H⁺-Konzentration einzelner Stoffe bei höherem Durchfluß zu berücksichtigen. Die von ROBSON & NEAL (1996) beobachtete Durchflußabhängigkeit des Wasserchemismus kann für das Untersuchungsgebiet im geringen Maße ebenfalls beobachtet werden. Im erfaßten Hochwasserabfluß unterliegen vorwiegend basische Kationen einem Verdünnungseffekt. Der geogene Einfluß nimmt also ab. Basische Kationen werden über einen höheren oberirdischen Abfluß nicht verstärkt aus dem System exportiert (Tab. 5-7). Dies steht in Übereinstimmung mit den beobachteten pH-Wert-Einbrüchen bei Abflußspitzen.

FÜHRER (1988) schließt aus sinkenden Konzentrationen der Erdalkalien und sinkenden pH-Werten bei Hochwasser auf hohe Interflowanteile. Ebenso konnten AGSTER & EINSELE (1986) nach Starkregenereignissen die Abnahme der Konzentrationen geogener Komponenten in karbonatischer Umgebung feststellen. Dagegen ermittelten LIKENS & BORMANN (1995) für den HBEF (= Hubbard Brook Experimental Forest), NE-USA, und FIEDLER et al. (1995) für den Wernersbach für diese Stoffe keinen Verdünnungseffekt. Der oftmals berichtete, ausgeprägte Verdünnungseffekt für Natrium konnte im Untersuchungsgebiet nicht beobachtet werden, vielmehr war eine auffällige Konzentrationsschwankung festzustellen (BRAHMER 1990; LIKENS & BORMANN 1995, KRAM et al. 1997), die auf wechselnde Anteile und Qualität des Basisabflusses schließen läßt. Nitrat- und Aluminium-Konzentrationen zeigen für das Gesamteinzugsgebiet einen positiven Zusammenhang zum Abfluß, werden also bei höherem Durchfluß aufgrund eines höheren Zwischenabflußanteils aus dem versauerten Solum verstärkt ausgetragen, wie es auch für Aluminium von KATZSCHNER & FIEDLER (1987) für den Wernersbach, Osterzgebirge beobachtet wurde. Diese Zusammenhänge zwischen DOC und Durchfluß sind aufgrund der geringen Anzahl nicht repräsentativ.

Eine durchflußgesteuerte Konzentrationssteigerung von Sulfat ließ sich nur für die Kleine Pyra feststellen. Dies ist eventuell auf die verstärkte Mobilisierung von Sulfat aus oxidierten Schwefelverbindungen vor Niederschlägen und deren nachfolgenden Austrag mit dem Interflow zurückzuführen. Der geringe Zusammenhang zwischen Durchfluß und Sulfatkonzentration für die Große Pyra und das Butterbächel läßt auf einen durchflußunabhängigen Konzentrationsverlauf schließen, wie er auch von KRAM et al. (1997) im Lysina-Einzugsgebiet beobachtet wurde. Dagegen fanden BALÁZS et al. (1988) und FIEDLER & KATZSCHNER (1989) die höchsten SO_4^{2-} -Konzentrationen bei Hochwasser und die niedrigsten nach einer Trockenperiode. Zu ähnlichen Erkenntnissen gelangen PÖRTGE & RIENÄCKER (1989) in S-Niedersachsen und schlossen daraus auf einen höheren Anteil des Zwischenabflusses am Gesamtabfluß bei hohem Durchfluß. CLEAVES et al. (1970) schließen aus ihren Beobachtungen in einem Kleineinzugsgebiet in Maryland, USA daß die erste Hälfte eines Hochwasserereignisses aus Porenwasser aus dem Talbereich und dem direkt angrenzenden Bereich stammten.

Die Beziehung zwischen Hydro- und Chemograph ist nicht einfach linear, sondern zeigt eine zyklische Beziehung, die einem Hystereseeffekt unterliegt (MÜLLER 1986/89). Von MEESENBURG (1995) werden anhand des Abgleiches des Hydrographen mit dem Chemographen insgesamt vier Mechanismen der episodischen Versauerung

(Kationenverdünnung, Nitratauswaschung, Sulfatauswaschung, organische Anionen) unterschieden, die auch in einer Welle ablaufen können. Nach LIKENS & BORMANN (1995) schwanken im Untersuchungsgebiet HBEF die Konzentrationen der im Durchfluß gelösten Stoffe nur wenig, obwohl große Schwankungen der Durchflußmengen zu verzeichnen waren. Die Konzentrationen von Aluminium, Wasserstoffionen, Karbonaten, Stickoxid und Kalium stiegen jedoch bei höherem Durchfluß. Für Gewässer im Schwarzwald wurden die tiefsten pH-Werte und höchsten Aluminium-Konzentrationen bei der beginnenden Schneeschmelze und hohem Durchfluß bei gleichzeitiger starker Abhängigkeit vom geologischen Untergrund beobachtet (SCHOEN & MEESENBURG 1987).

5.2.4 Versauerungsrelevante Stoffe und pH-Wert

Der geringe positive Zusammenhang zwischen pH-Wert und NO_3^- sowie SO_4^{2-} im Oberflächenwasser weist auf den geringen Beitrag dieser Stoffe zur H^+ -Konzentration hin (Abb. 5-9, 5-10). Für Bäche des Bayerischen Waldes beschreiben HAMM et al. (1994) das selbe Phänomen. Eine pH-Absenkung bei verstärktem Auftreten der beiden wichtigsten mobilen Anionen wird bei MQ damit ausgeschlossen. Diese treten als neutrale Salze in Verbindung mit Kalzium als Begleitkation auf, was eine schwache positive Korrelation ($r = 0,12 - 0,34$) in allen Wässern zeigt. VAN MIEGROT (1994) geht davon aus, daß episodische Versauerungen bei Schneeschmelze und hohen Niederschlägen durch den Austrag von Nitrat dominiert werden, während SO_4^{2-} eine chronische Versauerung auslöst.

Die steigenden DOC-Gehalte bei zunehmender H^+ -Konzentration weisen auf den Säurecharakter der DOC hin. Für die diskontinuierliche Beprobung deutet sich der selbe Zusammenhang an, allerdings fehlt hier eine ausreichende Zahl von DOC-Daten. Insgesamt fehlen hinreichende Kenntnisse über die Eigenschaften der DOC, insbesondere deren Säure- oder Basencharakter (HEMOND 1994). HAMM et al. (1994, 40) beobachteten für das nord- und nordostbayerische Grundgebirge ebenfalls einen engen Zusammenhang zwischen organischen Stoffen und pH-Wert. Den sehr hohen H^+ -Austrag im Bachwasser des Gjärdsjön-Einzugsgebietes, SW Schweden, führt HULTBERG (1985) auf den Austrag dissoziierter organischer Säuren zurück.

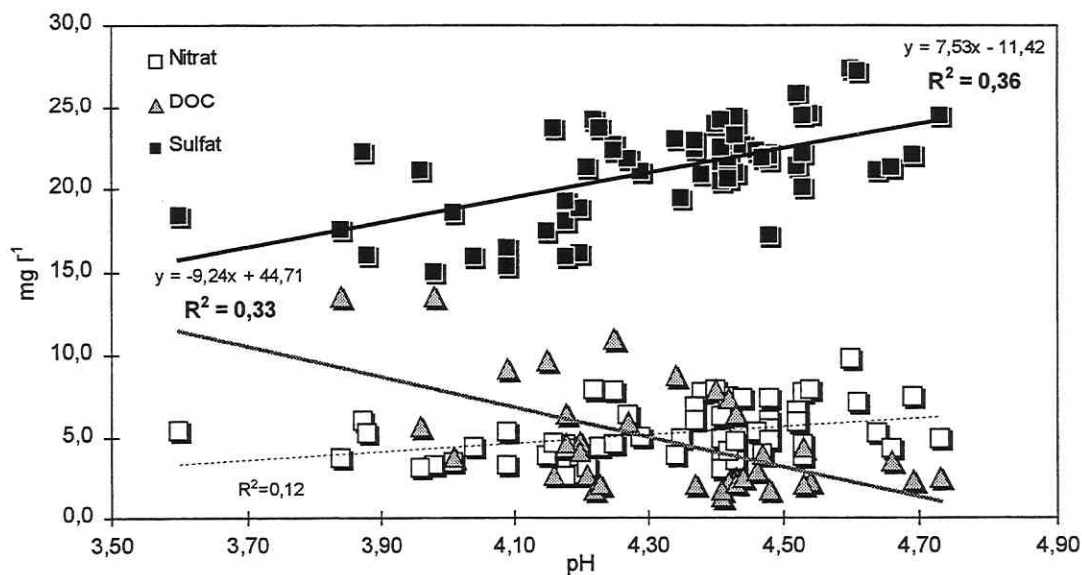


Abb. 5-9 Beziehung zwischen pH-Wert und DOC, NO_3^- sowie SO_4^{2-} an drei Beprobungspunkten (kontinuierliche Beprobung)

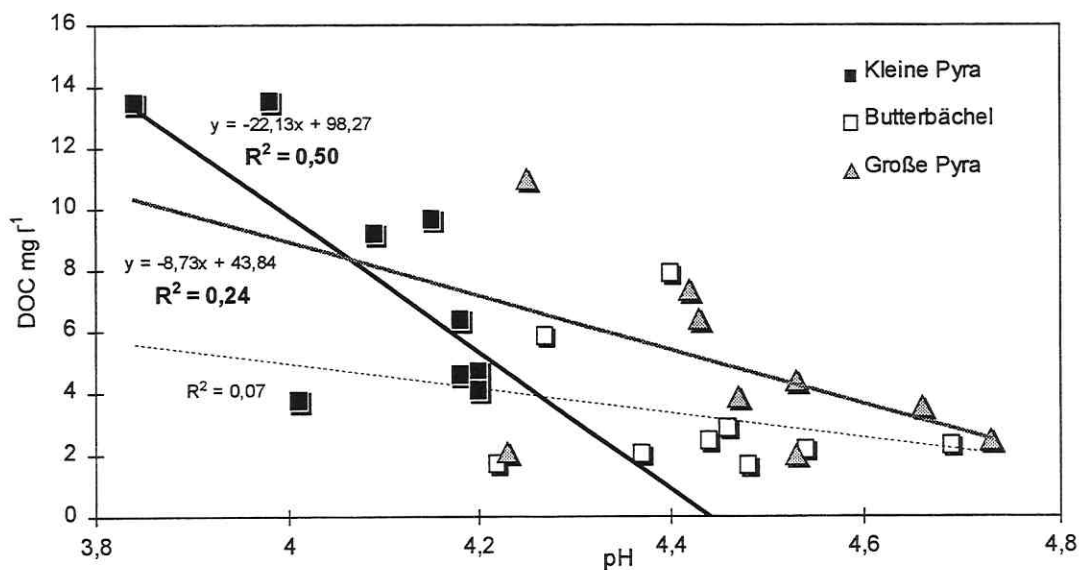


Abb. 5-10 Beziehung zwischen pH-Wert und DOC an drei Beprobungspunkten (kontinuierliche Beprobung)

Die DOC-Gehalte zeigen den engsten Zusammenhang zum pH-Wert in der Kleinen Pyra. Kein Zusammenhang kann dagegen im Butterbächel beobachtet werden. Daraus wird geschlossen, daß besonders in der Kleinen Pyra - eingeschränkt auch in der Großen Pyra - DOC starken Säurecharakter besitzen. Untersuchungen von CRONAN & AIKEN (1985) in den Adirondacks, USA verdeutlichen, daß bei DOC-Gehalten von 6 - 8 mg l⁻¹ im Oberflächenwasser die DOC sowohl einen hydrophoben als auch einen hydrophilen Anteil bei starken Säurecharakter (pKs = 3,85) besitzen. HRUSKA et al. (1997) berichten, daß sich in einem Moor in W-Tschechien über ein Viertel der Karboxyl-Gruppen der DOC wie starke Säuren (pKs ≤ 2,0) verhalten. Eine Pufferung von Säuren durch die DOC schließen sie völlig aus (vgl. HEDIN et al. 1990). Im Lysina-Einzugsgebiet, ebenfalls in W-Tschechien, wurde ein Beitrag der organischen Säuren von 19 % an der gesamten Anionenladung beobachtet (KRAM et al. 1997). Schließlich kommt KRÜGER (1996, 63) für das Westerzgebirge aufgrund von Berechnungen der pKs (3,0 bis 5,43) der DOM zu dem Schluß, daß diese vorwiegend als Protonendonator auftritt. Nur bei sehr niedrigen pH-Werten besitzt die DOM Puffereigenschaften.

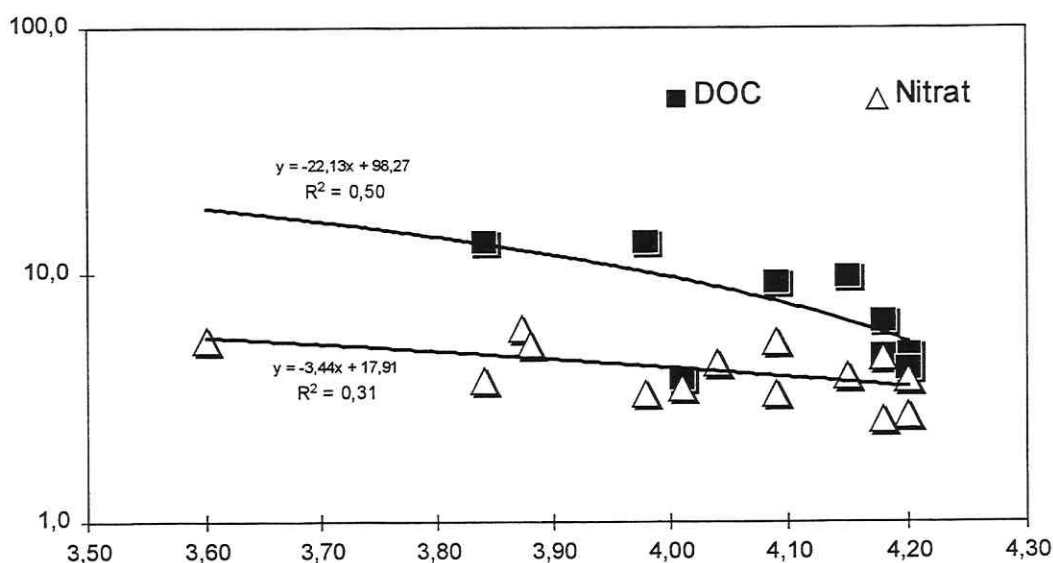


Abb. 5-11 Beziehung zwischen NO_3^- , DOC und pH-Wert im Oberflächenwasser Kleine Pyra (kontinuierliche Beprobung)

Eine weitere Auftrennung in die unterschiedlichen Teileinzugsgebiete Kleine Pyra, Butterbächel und Gesamteinzugsgebiet Große Pyra ergibt für die letzteren keinen gegensätzlichen Trend. Dagegen besteht ein positiver Zusammenhang zwischen Nitrat, DOC

und pH-Wert für das Teileinzugsgebiet Kleine Pyra (Abb. 5-11). Neben der DOC trägt hier auch Nitrat als mobiles Anion zur H^+ -Konzentration bei. Dies ist als Effekt der geringeren Pufferungskapazitäten und damit der geringeren Verfügbarkeit von basischen Begleitkationen des Moores anzusehen. Aluminium und Sulfat zeigten keinen signifikanten Zusammenhang mit dem pH-Wert.

Der geringe Zusammenhang zwischen pH-Wert und Aluminium in allen Einzugsgebieten (dagegen KRÜGER 1996, 56) weist auf dessen organische Komplexierung hin (WESSELINK 1994, 122). NEAL (1995) fand für das Einzugsgebiet Plynlimon, Mid-Wales eine weite pH-gesteuerte Streuung der Bindungen von Aluminium. Dabei waren Al^{3+} -Ionen sowie Komplexe mit Fluorid und gelöster organischer Substanz - bei pH-Werten >5 auch mit Silizium - häufig zu beobachten. Im Lysina-Einzugsgebiet (Leukogranite, Podsole, 40 km SW des Untersuchungsgebietes) fanden KRAM et al. (1995) im Oberflächenwasser hohe Aluminiumgehalte, die fast das Löslichkeitsprodukt von Jurbanit ($AlOH_2SO_4$) erreichten. Als bevorzugte Aluminiumspezies traten Aluminium-Fluorkomplexe und aquakomplexiertes Al^{3+} auf.

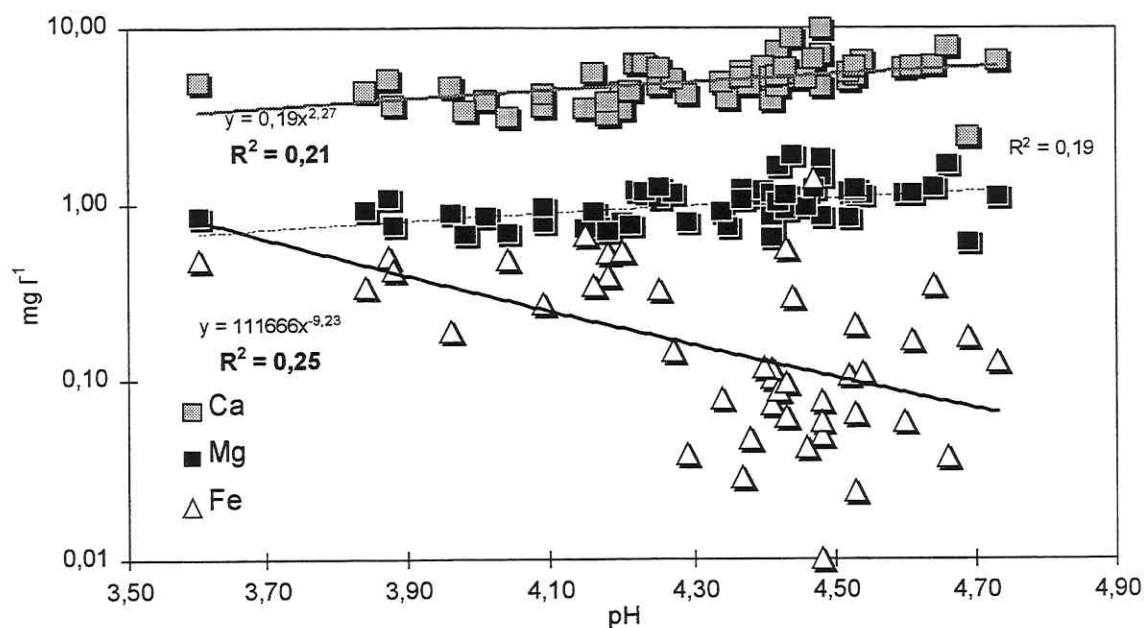


Abb. 5-12 Beziehung zwischen pH-Wert und Ca^{2+} , Mg^{2+} sowie Fe^{3+} in drei Beprobungspunkten (kontinuierliche Beprobung)

Zwischen basischen Kationen und pH-Wert zeichnet sich die erwartete positive Beziehung ab (Abb. 5-12; FIEDLER et al. 1995). Ein geringer positiver Zusammenhang zur Sulfat- sowie Nitrat-Konzentration im Butterbächel sowie Große Pyra weisen auf basische Kationen als Begleitkationen hin. Dagegen deutet sich für Eisen ein negativer Zusammenhang mit dem pH-Wert an, da Eisen-Ionen hydrolisierend wirken können.

5.2.5 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit als Summenparameter wird genutzt, um Freisetzungsmechanismen in den Einzugsgebieten bei variierenden Durchflußmengen zu charakterisieren. Die Ganglinien der elektrischen Leitfähigkeit zeigen in den verschiedenen Einzugsgebieten einen unterschiedlichen Verlauf der schwachmineralisierten Wässer (Abb. 5-13).

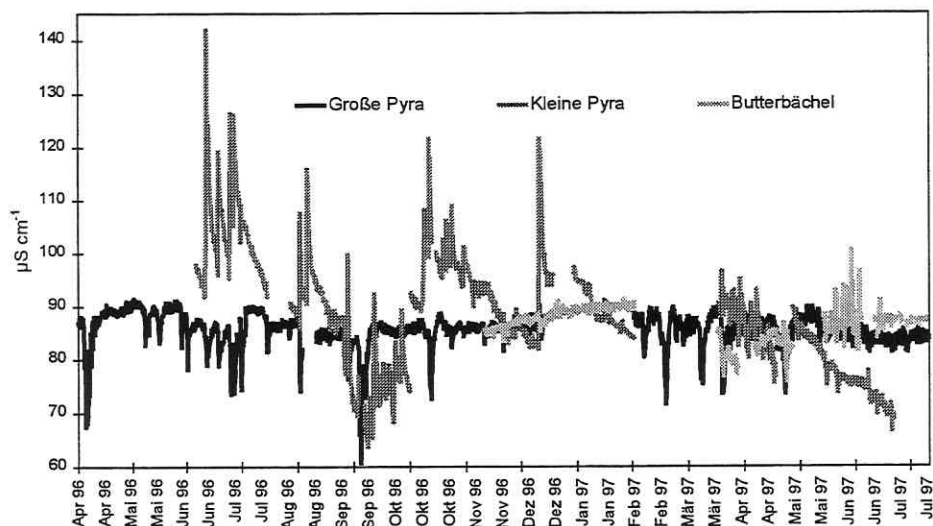


Abb. 5-13 Ganglinie der elektrischen Leitfähigkeit für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete

Der Moorabfluß reagiert bei höherem Durchfluß mit einem erhöhten Ionengehalt, was sowohl auf eine verstärkte Mobilisierung von Protonen als auch anderer Ionen hinweist. Dagegen ist im Abfluß des Gesamteinzugsgebietes ein Verdünnungseffekt zu beobachten. Daraus kann auf den Ionengehalt des Porenwassers im Durchflußbereich des Zwischen- und Oberflächenabflusses geschlossen werden. Die erhöhte Leitfähigkeit im Moorabfluß ist im

wesentlichen auf höhere Konzentrationen der Protonen (HAMM et al. 1994, 51) und anderer Stoffe zurückzuführen (Tab. 5-8), und weist daraufhin, daß eine entscheidende Veränderung des Niederschlagwassers im Reaktionsraum Moor stattfindet.

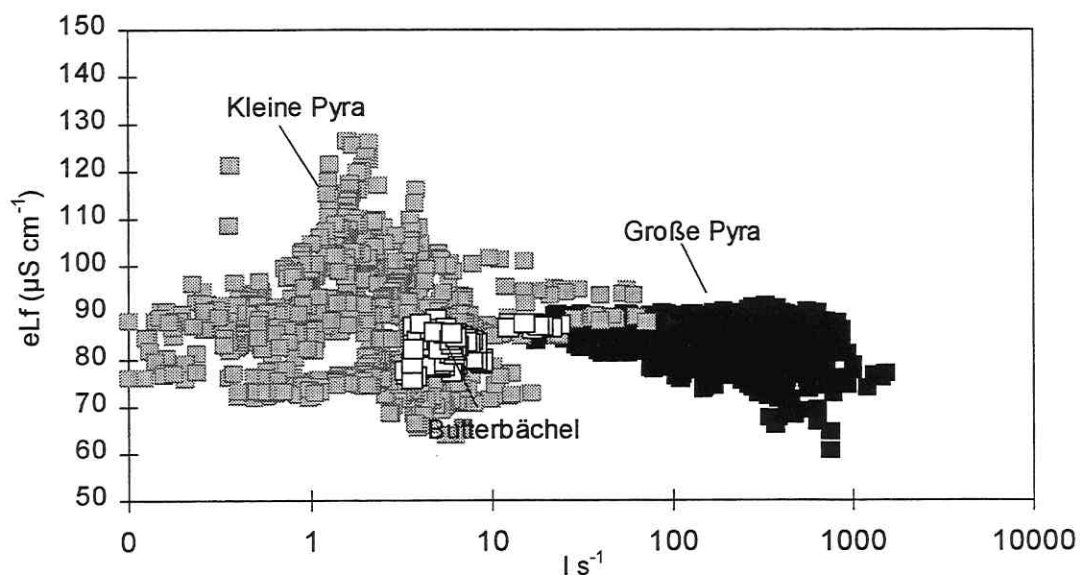


Abb. 5-14 Beziehung zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Durchfluß für das Gesamteinzugsgebiet und die Teileinzugsgebiete

Das Verhältnis zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Durchfluß zeigt, daß für die Große Pyra und Butterbächel nur ein mäßig hoher negativer Zusammenhang besteht, der besonders stark während der Schneeschmelze (April 1996 und Februar 1997) und während eines starken Niederschlagsereignisses im September 1996 ausgeprägt ist. Dagegen war für die Kleine Pyra eine hohe Streuung der Werte zu verzeichnen. Es deutet sich jedoch eine positive Abhängigkeit zum Durchfluß für die Mehrzahl der Hochwasserabflußereignisse an, die auf einen verstärkten Austrag von Ionen hinweist (Abb. 5-14).

Die Leitfähigkeit wird in der Kleinen Pyra vorwiegend durch DOC-Anteile bestimmt. Daneben zeigen Nitrat, Kalzium, Magnesium und Aluminium eine geringe positive Beziehung zur elektrischen Leitfähigkeit. Daraus wird geschlossen, daß besonders DOC und die damit verbundene episodische Konzentrationserhöhung von H⁺-Ionen Maxima in der elektrischen Leitfähigkeit hervorrufen.

5.2.6 Stoffbefrachtung

Der Chemismus der Oberflächenwässer ist auf Ionenäquivalentbasis relativ gleichförmig und wird auf der Anionenseite klar von Sulfat dominiert (Abb. 5-15). Ganz ähnliche Ionenbilanzen werden von HAMM et al. (1994) aus dem nordbayerischen Grundgebirge („Obere Naab“) und von KRAM et al. (1997) aus dem Lysina-Einzugsgebiet beschrieben.

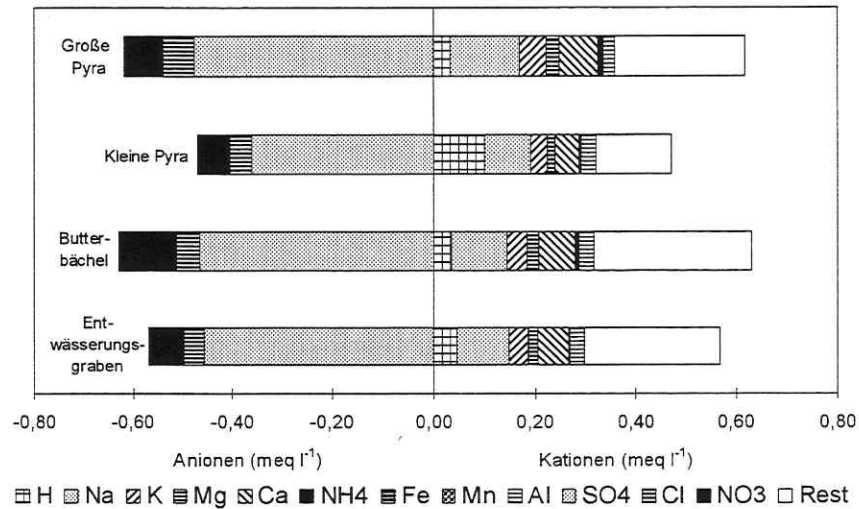


Abb. 5-15 Mittlere Ionenbilanz des Oberflächenwassers aus kontinuierlicher Beprobung für den Zeitraum 10/96 - 11/97

Die Wässer der Kleinen Pyra (Hangmoor) und des Entwässerungsgrabens (Moorstagnogley) sind durch geringere Äquivalentsummen charakterisiert. Besonders in der Kleinen Pyra fallen geringere Anteile an Sulfat, Nitrat, einigen Kationen und Protonen sowie das Fehlen von Ammonium auf. Dagegen sind in der Großen und Kleinen Pyra geringe Anteile an Ammonium zu finden. Der hohe Fehler in der Ionenbilanz weist auf Kationen hin, die nicht erfaßt wurden, wobei unklar bleibt, welche Stoffe nicht erfaßt wurden. Die jahreszeitlich bedingten Unterschiede in den Mittelwerten (Median) der Stoffkonzentrationen fallen für Stoffe mit temperaturabhängiger Dynamik hoch aus. Die Einbindung von Kalzium und Magnesium in den Biokreislauf und die damit verbundenen Schwankungen der biotischen Aktivität bedingten eine weite Varianz der Sommerwerte (Mai-Oktober). Die Mediane der Sommer- und Winterwerte liegen aber ungefähr gleich hoch. Die weiteren Kästen (Box, IQR) der Box-Plots für Kalzium weisen auf das generell weitere Spektrum gegenüber engeren Kästen und weiteren Whiskern (25%- und 75%-Quartile) für Magnesium hin.

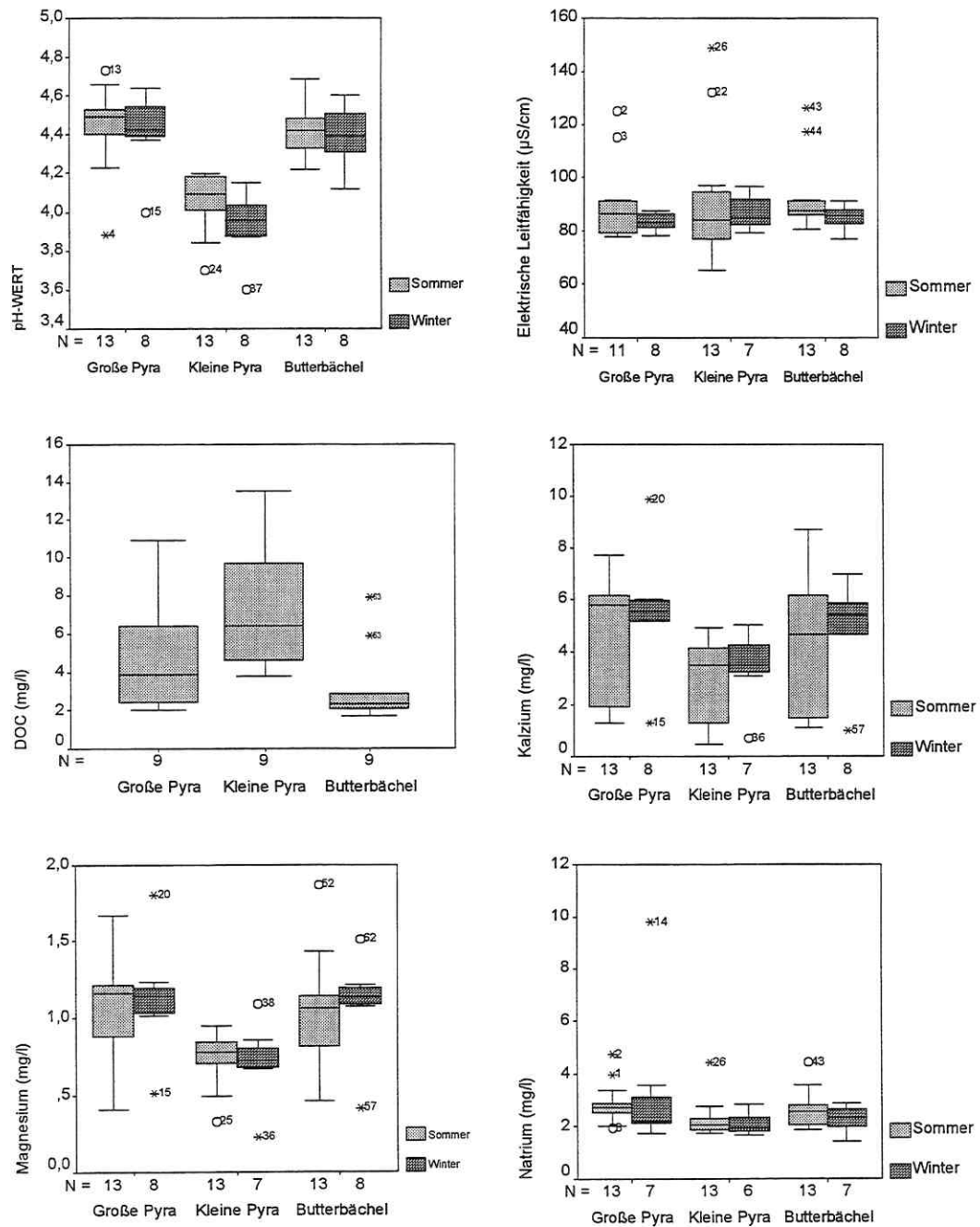


Abb. 5-16 Box-Plots für pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, DOC, Kalzium, Magnesium und Natrium aus kontinuierlicher Beprobung (10/96 - 12/97)

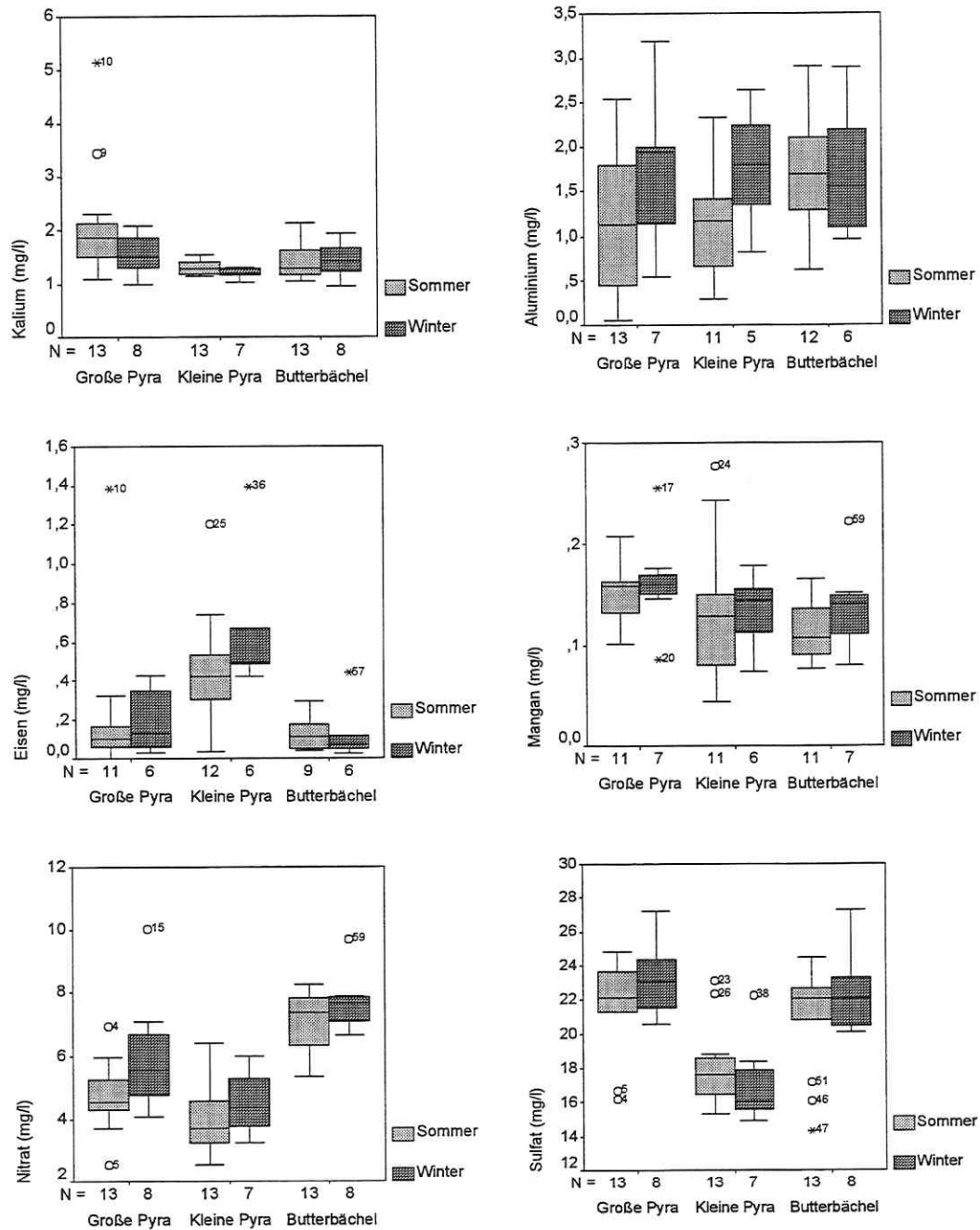


Abb. 5-17 Box-Plots für Kalium, Aluminium, Eisen, Mangan, Nitrat und Sulfat aus kontinuierlicher Beprobung (10/96 - 12/97)

Die Kalzium- und Magnesium-Werte liegen im Bereich der Untersuchungsergebnisse von STÖCKER (1992) für den Großen Kranichsee und im unteren Drittel der von KRÜGER (1996) ermittelten Werte. Für das besonders stark von biotischer Aktivität abhängige Nitrat zeigen sich im Sommer deutlich niedrigere Werte, die durch eine erhöhte Denitrifikation und besonders durch eine stärkere Pflanzenaufnahme bedingt sind.

Für Mangan und Aluminium ist eine vergleichsweise große Schwankungsbreite zu beobachten (vgl. NEAL et al. 1992, 77). Besonders für Aluminium lassen die fehlenden Extremwerte auf eine gleichmäßige Verteilung der Werte bei zyklischen Schwankungen schließen.

Die mittleren Konzentrationen von Sulfat liegen zwischen $> 14 \text{ mg l}^{-1}$ und $< 28 \text{ mg l}^{-1}$ und damit im unteren Drittel der von KRÜGER (1996) im Westerzgebirge beobachteten Werte. Auch die von BALÁZS & BRECHTEL (1991) und BALÁZS et al. (1992) mitgeteilten Werte für Aluminium, Mangan, Nitrat und Sulfat für den Zeitraum 1987 - 1990 aus dem hessischen Bergland (Quellwasser Hausfirstbron, Witzenhausen) liegen deutlich über den beobachteten Werten im Untersuchungsgebiet. Sie entsprechen eher den von KRIETER (1991) für Bäche des Hunsrück (1984 bis 1985) mitgeteilten Sulfatwerten, die in 30 Jahren von 6 auf 18 mg l^{-1} stiegen. Die von KRAM et al. (1997) auf Graniten im Einzugsgebiet Lysina in W-Tschechien für den Zeitraum 1991 - 1993 ermittelten hydrochemischen Parameter sind mit den im Untersuchungsgebiet (ca. 40 km entfernt) beobachteten Werten vergleichbar. Die pH-Werte liegen mit 3,8 - 4,4 etwas niedriger als im Finalpegel Große Pyra. Die pH-Werte in einem Moor in W-Tschechien stiegen im Zeitraum 1992 - 1997 von 3,3 auf 3,8 (Kleine Pyra 1996 - 97, zwischen 3,8 und 4,2). Die mittleren DOC-Gehalte lagen mit 52 mg l^{-1} um den Faktor 5 höher als im Untersuchungsgebiet (HRUSKA et al. 1997). Die von KATZSCHNER & FIEDLER (1987) beobachteten Aluminium-Gehalte im Wernersbacheinzugsgebiet, Osterzgebirge (1982 - 1984) von maximal 11 mg l^{-1} werden im Untersuchungsgebiet nicht annähernd erreicht. Die Nitratwerte liegen in allen Oberflächenwässern unter 10 mg l^{-1} und bewegen sich damit deutlich unter dem von REHFUESS (1990, 209) berichteten „Normalwert“ von $< 14 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3^-$.

5.3 REAKTOR- UND SPEICHERFUNKTION DES BODENS

5.3.1 Bodenfestphase

Der Boden ist eine Reaktionsmatrix für die infiltrierenden Niederschlagswässer. Die Senken- und Quellen-Funktion steuert die Oberflächenwasserqualität. Dieser Prozeß wird an charakteristischen Böden der drei Einzugsgebiete vorgestellt.

Die pH-Werte (H_2O) der Bodenfestphase (Abb. 11-1) sind für die Auflagen, Oberböden und Torfe niedrig (3,58 bis 3,89), während die Unterböden durch höhere Werte charakterisiert sind (4,25 bis 4,47; Tab. 5-9). Der hohe Anteil der austauschbaren Protonen in den Auflagen und Oberböden weist auf die hohen gespeicherten Anteile von Protonen hin. Dagegen finden sich im Moor wesentlich mehr freie Protonen (wasserlöslich). In den tieferen Bereichen liegen alle Werte höher.

Tab. 5-8 *Mittlere pH-Werte verschiedener Horizonte im Untersuchungsgebiet*

Boden (n)	pH (H_2O)	pH (0,01M $CaCl_2$)	pH (1N KCl)
Organische Auflage (31)	3,89	2,99	3,22
Oberboden (16)	3,87	2,95	3,18
Oberer Unterboden (15)	4,25	3,76	3,81
Basislage (41)	4,47	3,92	3,99
Torf (10)	3,58	3,04	3,06

Der Verlauf der pH-Werte in den näher untersuchten Profilen ist durch einertiefenabhängigen Gradienten charakterisiert. Die höheren pH-Werte in den organischen Auflagen sind zumindest teilweise auf Kalkungsmaßnahmen zurückzuführen. FEGGER (1993, 60) konnte in Böden des S-Schwarzwaldes im Bereich direkt unterhalb der Humusauflage ebenfalls die höchsten Werte für den Protonenfluß beobachten. Aus der Differenz zwischen dem Verlauf pH_{H_2O} , pH_{KCl} und pH_{CaCl_2} kann geschlossen werden, daß austauschbare, versauerungswirksame Ionen vorhanden sind, und ein älterer Versauerungsschub (MEIWESE et al. 1984, 43) oder die Protonisierung der Austauscher hat über längere Zeit schon stattgefunden (Abb. 5-18).

Die Werte für die humosen Auflagen liegen zum Teil noch über den von THOMAS-LAUCKNER (1966) berichteten Werten für Böden auf dem Gebiet der Gemeinden Carlsfeld und Sosa und über den vom SLAF (1995, 79) mitgeteilten Werten für Böden der Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal. Für die Unterböden sind sie weitgehend vergleichbar. Für Waldböden in ganz Sachsen wurden im Rahmen der Bodenzustandserhebung ebenfalls ähnliche Werte ermittelt (RABEN & ANDREAE 1998). Niedrigere Werte (pH 2,8), steile Tiefengradienten sowie eine geringere Versauerung und höhere Basensättigung im Unterboden werden auch von WEIHS (1993) und BOUMAN (1991) aus den Hochlagen des Harzes bzw. aus dem Westharz

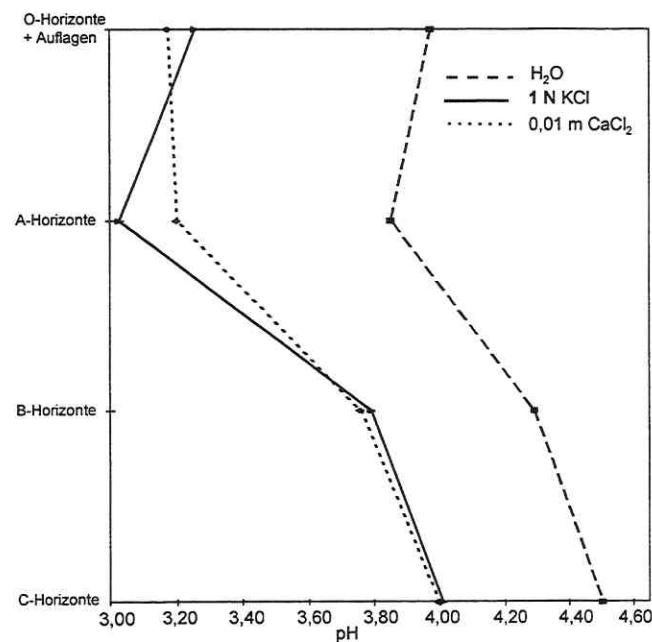


Abb. 5-18 Mittlere pH-Werte in terrestrischen Böden in unterschiedlichen Suspensionsmitteln ($n = 25$ pro Horizont)

Die Werte für die humosen Auflagen liegen zum Teil noch über den von THOMAS-LAUCKNER (1966) berichteten Werten für Böden auf dem Gebiet der Gemeinden Carlsfeld und Sosa und über den vom SLAF (1995, 79) mitgeteilten Werten für Böden der Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal. Für die Unterböden sind sie weitgehend vergleichbar. Für Waldböden in ganz Sachsen wurden im Rahmen der Bodenzustandserhebung ebenfalls ähnliche Werte ermittelt (RABEN & ANDREAE 1998).

Niedrigere Werte (pH 2,8), steile Tiefengradienten sowie eine geringere Versauerung und höhere Basensättigung im Unterboden werden auch von WEIHS (1993) und BOUMAN (1991) aus den Hochlagen des Harzes bzw. aus dem Westharz beschrieben.

Die pH-Werte in wässriger Suspension liegen im von ULRICH (1981) als typisch für versauerte Waldböden angesehenen Austauscher- (pH 4,2 - 5,0) und Aluminium-Pufferbereich (pH 3,8 - 4,2). Die Puffersysteme sollen maßgeblich die Mobilisierung und Festlegung von Stoffen steuern und somit die Elastizität von Waldökosystemen bestimmen (MEIWES et al. 1984). REHFUESS (1990) und SCHWERTMANN et al. (1987) bezweifeln jedoch eine strenge Bindung der Wirksamkeit der einzelnen Puffersubstanzen an bestimmte pH-Spannen. Insbesondere Silikate, Humusstoffe und Eisen- und Mangan-Oxidhydroxide sind demzufolge je nach den Säurestärken ihrer funktionellen Gruppen über weite pH-Bereiche wirksam. Für die Böden des Untersuchungsgebietes bleibt jedoch die Frage der wirksamen Puffersubstanzen ungeklärt.

Da der Informationsgehalt des pH-Wertes besonders in sauren Waldböden beschränkt ist, muß auch die Kationenaustauscherbelegung (Abb. 5-19) berücksichtigt werden (REHFUESS 1990, 243).

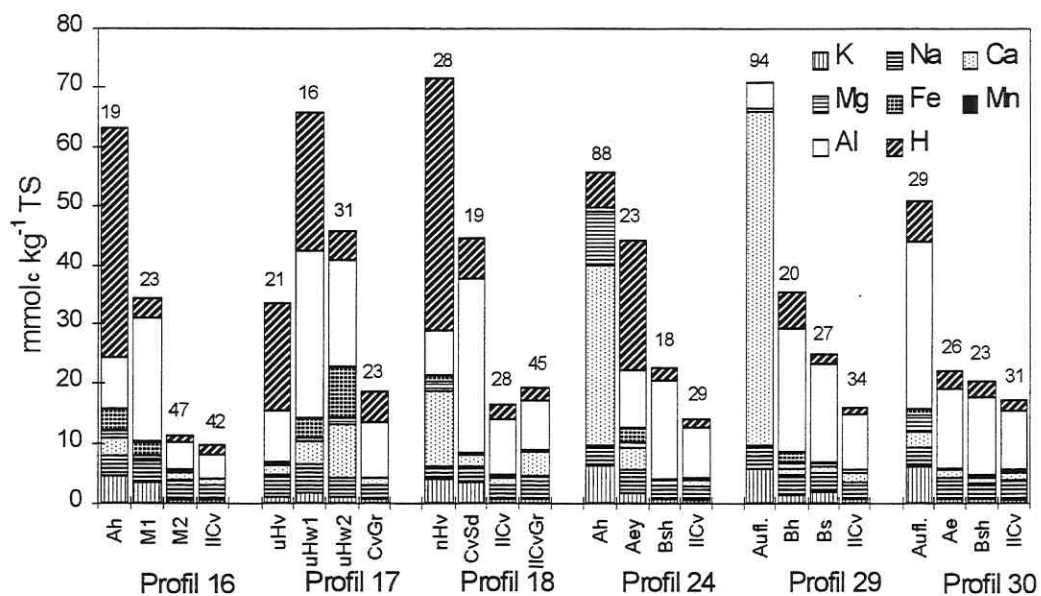


Abb. 5-19 Austauscherbelegung und Basensättigung (BS) in ausgewählten Profilen (Zahlen über den Säulen geben die BS in % an)

Die Austauscherbelegung fast aller Profile wird durch Aluminium dominiert, wie es für die sauren Böden des Erzgebirges charakteristisch ist (SLAF 1995). Nur in Profilen, die durch Kalkung (Profile 18 u. 24) oder durch Buchenlaubstreu (Profil 29) beeinflusst werden, ist die Basensättigung in den Oberböden sehr hoch. Die Anteile von Kalzium an der Basensättigung sind in den Auflagen unter Buche hoch. In gedüngten Profilen ist daneben Magnesium als dominantes Kation zu finden. So beobachtete WEIHS (1993) drei Jahre nach der Ausbringung einer Oberflächenkalkung in der Humusaufgabe eine Erhöhung des pH-Wertes um 0,64 bis 1,28 pH-Einheiten sowie die Verdoppelung bis Verdreifachung der Kalzium- und Magnesium-Sättigung. Eisen nimmt in den oberen mineralischen Horizonten, besonders in den nicht vererdeten Hangmoorhorizonten (Profil 17), einen beträchtlichen Anteil an der Austauscherbelegung ein.

Die austauschbaren Vorräte an Kalzium, Magnesium und Kalium sind gering und stammen im Unterboden vermutlich vorwiegend aus der Verwitterung (ELLENBERG et al. 1986). Die Austauscherbelegung nimmt in der Regel mit der Tiefe, also mit dem Feinerdeanteil, ab. Die Basensättigung schwankt dagegen stark und nimmt mit der Tiefe zu. Al^{3+} ist vor Na^+ und H^+ im unteren Oberboden, Unterboden und Untergrund das dominierende Kation. Wird das Verhältnis Aluminium/basische Kationen an der Austauscherbelegung als Maßstab für die Lage der "Versauerungsfront" angesehen, so liegt diese in allen Profilen unterhalb des erfaßten Bereiches (BÖTTCHER & HEINRICHS 1995; dagegen FEGER 1993).

Insgesamt sind die Basensättigungen mäßig niedrig und liegen im von THOMAS-LAUCKNER (1966) mitgeteilten Bereich. Die von WEIHS (1993) auf Quarzit und Granit sowie die vom SLAF (1995, 79) für die DBF Klingenthal ermittelten Extremwerte mit Anteilen der Kationensäuren von über 95 % an der Austauscherbelegung wurden in den Böden des Untersuchungsgebietes nicht beobachtet.

Stark saure Böden reagieren auf den Eintrag von mobilen Anionen durch die Abgabe von Aluminium, Eisen und Mangan als Sulfat oder im geringeren Umfang als Nitrat in das Sickerwasser, ohne daß sich über längere Zeit hinweg der pH-Wert verschiebt. Aluminium und Protonen werden dabei in das Sickerwasser und Oberflächenwasser abgegeben und wirken dort versauernd (FEGER 1993). Durch den von SEIP (1980 zit. in REUSS & JOHNSON 1986) beschriebenen „Salzeffekt“ wird die erhöhte Aluminium-Mobilisierung in sauren Böden und reduzierte Alkalinitäten im Oberflächenwasser durch eine erhöhte Anionenkonzentration als Folge von saurem Niederschlag erklärt. Unter der Berücksichtigung des schwankenden

CO₂-Partialdruckes können damit Veränderungen in der Wasserversauerung auch ohne weitere Bodenversauerung mit Kationenverlust begründet sein (REUSS & JOHNSON 1986). Der gesteigerte Eintrag von Anionen wird von einem äquivalenten Anstieg von Kationen in der Lösung begleitet. Besonders in Böden mit sehr geringen Basensättigungen (< 10 %) werden Sulfat und Nitrat-Anionen vornehmlich durch Kationensäuren begleitet, die durch Reaktion mit den entsprechenden Oxiden und Hydroxiden freigesetzt wurden. Basische Kationen, die aus internen Quellen und der atmosphärischen Deposition stammen, werden nicht mehr ausgewaschen, sondern sofort an Austauscher gebunden oder in den Biokreislauf aufgenommen. Bei höheren Basensättigungen sind basische Kationen auch als Begleitkationen zu beobachten (REHFUESS 1990, 235). Dabei werden Kationen mit hoher Austauschbarkeit zunehmen, während solche mit geringer Austauschbarkeit in der Bodenlösung abnehmen.

Als interne Quellen für die Nachlieferung basischer Kationen ist neben der Silikatverwitterung der Abbau organischer Substanz zu nennen. Insgesamt sollte wegen der Nichttrennbarkeit dieser Prozesse besser von Kationenfreisetzungsraten gesprochen werden (FEGER 1993, 171). DRISCOLL et al. (1989) weisen auf die konstante Verwitterungsrate im HBEF hin. Der rückläufige Trend im Austrag basischer Kationen ist somit als Folge der verminderten Deposition zu sehen.

Böden im Aluminium-Pufferbereich reagieren auf einen zunehmenden Überschuss an mobilen Anionen zu basischen Kationen mit einem deutlichen Anstieg der Aluminiumkonzentration, während die Protonenkonzentration relativ gleich bleibt (BOUMAN 1991). CRONAN (1994) beschreibt für mehrere nordamerikanische und europäische Untersuchungsgebiete, daß bei Basensättigungen unter 10 - 15 % (sensitive acidic soils) ein starker Zusammenhang zwischen mobilisiertem Aluminium und starken anorganischen Säuren aus atmosphärischer Deposition besteht.

Von HENDERSHOT et al. (1991) wird insofern Kritik am „mobile anion concept“ geübt, da keine klare Unterscheidung zwischen Prozessen, die zur Versauerung des ganzen Systems oder nur zur Bodenversauerung - Säurebevorratung oder zum Transfer von Säure im System - führen, vorgenommen wird und greifen damit die Diskussion um die Trennung von externen und internen Flüssen auf.

Am auffälligsten treten die Torfkörper der Moore und hier besonders des Anmoores als Protonenspeicher mit hoher potentieller Azidität in Erscheinung. Daneben sind die

der terrestrischen Böden mit geringerer potentieller Azidität zu sehen. Der für alle Profile zu beobachtende pH-Knick im Tiefenverlauf findet sich auch in zwei Podsolen (Profil 24 und 29) wieder. Die höheren pH-Werte in den Oberböden der Profile 29 und 30 sind auf Kalkungen zurückzuführen (Abb. 6-2). Für Profil 24, das nicht aktuell gekalkt wurde, liegt der pH-Wert niedriger. Die Unterböden fungieren kaum als Protonenspeicher.

Die Fraktionierung zeigt, daß der größte Teil der Protonen in nicht durch Wasser austauschbarer Form vorliegt, sondern zu einem kleineren Anteil im Batch und zu einem größeren Teil durch CaCl_2 ausgetauscht werden kann. Durch Zentrifugation kann nur ein Bruchteil der gesamten austauschbaren Protonen gewonnen werden.

Mithin liegt also in der Bodenlösung ein geringer Anteil an Protonen vor, der mit dem Sickerwasser abgeführt werden kann. Dieser Verlust ist aber jederzeit aus dem Bodenvorrat kompensierbar (Abb. 5-20).

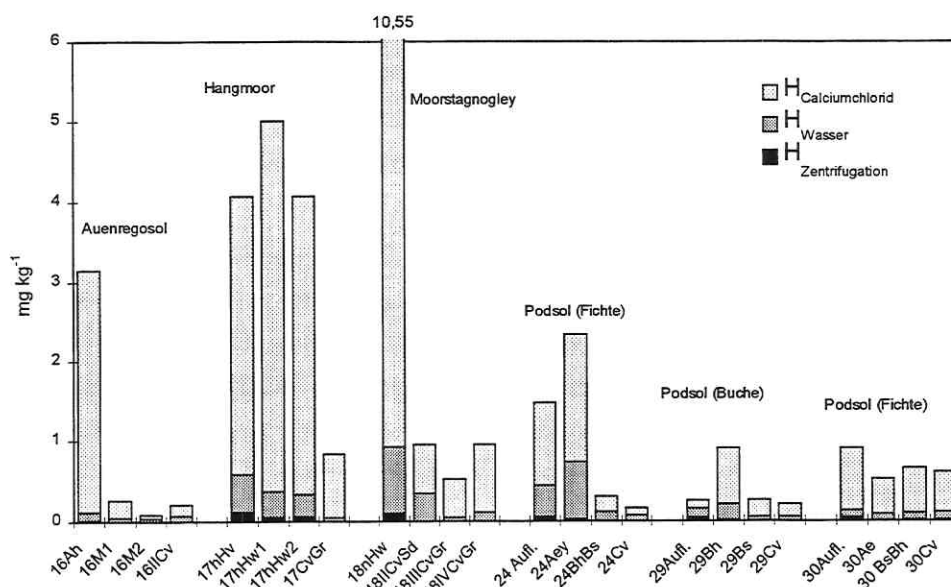


Abb. 5-20 H^+ -Ionen-Konzentration in ausgewählten Profilen, unterschiedliche Suspensionsmittel und Zentrifugation

Schwefel liegt im Ausgangsgestein des Untersuchungsgebietes nur in Spuren vor. Es ist daher anzunehmen, daß das vorgefundene Sulfat aus atmosphärisch deponiertem Schwefel stammt. Bei ausschließlicher Betrachtung der Sulfatgehalte der Zentrifugate findet sich ein tiefenabhängiger Gradient, der eine erhöhte Verfügbarkeit besonders in den Auflagen und

Mooren belegt. Ein deutlicher Tiefengradient lässt sich für die wasserlösliche, nachlieferbare Fraktion und die schwer nachlieferbare Fraktion (NaHCO_3 -löslich) nicht belegen. Vielmehr ist eine tiefe heterogene Durchdringung aller Profile durch SO_4^{2-} zu beobachten. Die Kalkung der Profile 24, 29 und 30 scheinen sich nicht auszuwirken. In den meisten Profilen liegt nur ein geringerer Anteil an Sulfat, gelöst also durch Zentrifugation gewinnbar, vor. Dieser Anteil steigt - besonders in den Oberböden und Mooren - an, wenn die Gesamtgehalte hoch sind. Die hohen Gehalte in der wasserlöslichen und NaHCO_3 -löslichen Fraktion belegen, daß Unterböden und Moore als Sulfat-Senken fungieren (Abb. 5-21). VON WILPERT et al. (1997) fanden in Braunerden auf Gneisen des Schwarzwaldes unter Fichte - im Vergleich zu Buchenbeständen - eine deutlich größere Schwefel-Speicherung im Unterboden. Die im Untersuchungsgebiet beobachteten Werte liegen für die Oberböden in den von ALEWELL (1995) berichteten Größenordnungen. In den Unterböden wurden jedoch bis um den Faktor 10 geringere Sulfatgehalte gefunden.

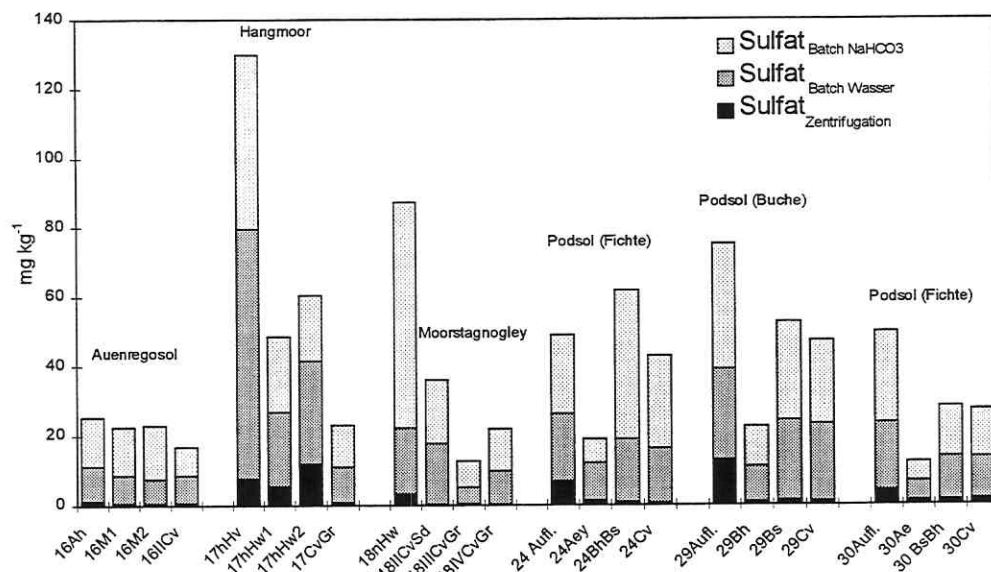


Abb. 5-21 Sulfatgehalte nach vereinfachter sequentieller Extraktion

Sulfat wurde in den letzten Jahrzehnten im Untersuchungsgebiet im erheblichen Umfang im Boden gespeichert (WESSELINK et al. 1994a). BÖTTCHER & HEINRICHS (1995, 153) errechneten für den Harz einen Zeitraum von 75 - 77 Jahren, der notwendig war, um die

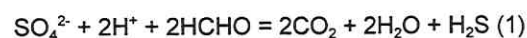
dortigen Schwefelvorräte zu speichern. Neben dem Eintrag aus der Atmosphäre muß in den minerotrophen Mooren im Untersuchungsgebiet auch mit lateralem Zufluß als bedeutende Quelle für Schwefel gerechnet werden (EVANS et al. 1997; LINDEMANN et al. 1995). Der Schwefel-Pool im Boden bildet den Puffer zwischen Atmosphäre und Gewässer. Die Größe und Stabilität dieses Pools in terrestrischen und semiterrestrischen Systemen steuert entscheidend die Reversibilität von Boden- und Gewässerversauerung und hängt vom pH-Wert, Maximum bei pH 4, vom Gehalt an Sesquioxiden und vom Gehalt an organischer Substanz ab (ALEWELL 1995, 2). Grundsätzlich sind für die terrestrischen Böden (Podsole, Braunerden) und semiterrestrischen Böden (Moore, Moorstagnogleye, Gleye) unterschiedliche Bindungsmechanismen anzunehmen.

Die Retentionsmechanismen für Sulfat in terrestrischen Böden sind umstritten. So wird neben der Einbindung in organische Verbindungen (C-gebunden und Alkyl-Sulfate), die für depositionsbedingte Vorratsänderungen kaum Relevanz haben, vor allem die unspezifische und spezifische Adsorption an eine Austauschermatrix sowie die Ausfällung von Aluminium-Hydroxo-Sulfaten diskutiert (ALEWELL 1995, 129). Die Mobilisierung und Festlegung von Sulfat wird über den anorganischen Pool gesteuert, während in jungen, geringmächtigen Böden organische Schwefelbindungen dominieren.

Die Art der Sulfatretention hängt stark von der Lokalisierung im Profil ab. Kleinräumige Heterogenitäten können jedoch sogar künstliche Sulfateinbringungen überlagern (FISCHER 1989). SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) sehen für Mineralböden die Adsorption als den hauptsächlichen Prozeß der SO_4^{2-} -Bindung. Konträr zum Adsorptionsprozeß wird die Idee der Ausfällung von Aluminium-Hydroxo-Sulfaten als Hauptspeicherform von Sulfat diskutiert. Dabei wird bei pH-Werten > 4 und < 6 die Bildung von Alunit ($\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) sowie bei pH < 4 die Bildung von Jurbanit (AlOHSO_4) vermutet (VAN MIEGROT 1994; HENDERSHOT et al. 1992; VAN BREEMEN et al. 1983). Daneben wird auch die Bildung von Aluminium- und Eisensulfatphasen angenommen, die sich in unmittelbarer Nachbarschaft oder als Mischkristalle bilden können. Die Bildung von Jurbanit wird für Böden des Westharz allerdings als unwahrscheinlich angenommen (BÖTTCHER & HEINRICHS 1995). Im Solling ließ sich die Sulfatdynamik am besten mit der Adsorption-Isotherme nach FREUNDLICH beschreiben. Hinweise auf eine Rückhaltung durch Jurbanitbildung wurden nicht gefunden (WESSELINK et al. 1994a; vgl. Diskussion um Aluminium-Bindung). In den sauren, humusreichen Böden der Hochlagen der Mittelgebirge sind die Austauscherplätze jedoch

durch organische Stoffe blockiert, so daß die Sulfatadsorption - zumindest im Oberboden - nur eine geringe Bedeutung hat (REHFUESS 1990, 241). Hier wirkt die mikrobielle Reduzierung als Hauptmechanismus für verringerte Konzentrationen an SO_4^{2-} und erhöhte ANC_{Soil} in der Wassersäule (VAN MIEGROT 1994). GIESLER et al. (1996) beobachteten im Gårdsjön-Projekt in den organischen Auflagen die Mineralisierung/Immobilisierung des organischen Schwefel-Pools als Steuergröße für die Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung, während in den Bs-Horizonten Adsorptions-/Desorptionsprozesse dominierten. So findet die SO_4^{2-} -Retention als vorwiegend geochemischer Prozeß im tieferen Boden - außer in Mooren - statt. In der Auflage wird Schwefel nur biotisch temporär gebunden. Dagegen ist die gesamte Stickstoff-Dynamik und NO_3^- -Bindung stärker an biologische Prozesse im Oberboden gebunden (VAN MIEGROT 1994).

Fließwege durch organische und reduzierende Umgebungen können ebenfalls die Wasserchemie erheblich verändern (HEMOND 1980, VAN MIEGROT 1994). In solchen Systemen ist die Hydrologie besonders für die Biogeochemie von Stickstoff und Schwefel wichtig, da der Wechsel im Redoxpotential in Verbindung von Menge und Raum der Wassersättigung Retention/Reduktion und Freisetzung/Oxidation beeinflusst. Längere Aufenthaltszeiten erhöhen dabei die Anionen-Retention (URBAN et al. 1987 zit. in VAN MIEGROT 1994; s.u.). In semiterrestrischen Systemen stellt die mikrobiell bedingte Reduktion den vorherrschenden Retentionsmechanismus dar. Der größte Teil des Schwefels liegt in Mooren organisch in Kohlenstoff-Bindung oder als Estersulfat vor, nur ein kleinerer Teil in anorganischen Verbindungen (wie H_2S , FeS , FeS_2). Die Moore im Untersuchungsgebiet stellen somit aufgrund dieser Prozesse eine wichtige Senke für atmosphärischen Schwefel dar. Dabei spielt die hydrogeologische Situation und die Mächtigkeit der organischen Auflage eine große Rolle (EVANS et al. 1997; KELLY 1994). Die wichtigsten mikrobiellen Reaktionen, die zur Retention von Sulfat in Mooren führen, sind die Reduktion und Assimilation.



Reaktion (1) ist ausschließlich der Aktivität sulfatreduzierender Bakterien zuzurechnen. Dagegen wird Reaktion (2) von fast allen Mikroorganismen durchgeführt. Sie ist nicht von der Sulfat-Konzentration abhängig, sondern wird durch die biotische Aktivität gesteuert. Die Reduktion findet dagegen nur bei entsprechender Schwefelverfügbarkeit und unter anaerobischen Bedingungen statt (KELLY 1994). Die Mobilität von Sulfat wird vor allem über

den anorganischen Pool gesteuert, der wiederum durch dissimilatorische Reduktion von Sulfat und anaerobem Aufbrechen von C-gebundenem Schwefel gespeist wird. Im Oberboden des Moores wird ein Teil des Schwefels durch Pflanzenaufnahme immobilisiert, der größte Teil jedoch wird durch mikrobielle Reduktion anaerobisch unterhalb des Grundwasserspiegels festgelegt (EVANS et al. 1997). In zwei Quellmooren in NE-Bayern wurden unter zum Untersuchungsgebiet vergleichbaren Bedingungen eine deutliche, mit der Tiefe zunehmende Erhöhung der Alkalinität während Trockenphasen bei höherem pH und geringeren Grundwasserständen beobachtet. Daraus läßt sich ableiten, daß terrestrische Böden im Saum saure Sulfat-Einträge abpuffern und mit Lateralwässern Alkali- und Erdalkalisalze der Schwefelsäure, eventuell auch Aluminium-Sulfate und organische Eisen-Komplexe eingetragen werden. Im Moor werden Sulfat und Eisen unter der Bildung von Eisensulfid (FeS und FeS_2 [Pyrit]), organischen Schwefel-Verbindungen, sowie Ausfällung von Eisen und Aluminium-Hydroxiden reduziert. Es kommt zu einer Alkalinisierung des Interflow (LINDEMANN et al. 1995).

Bei der Retention/Freisetzung von Sulfat erfolgt in jedem der betrachteten Fälle die Konsumierung/Freisetzung von zwei H^+ -Ionen, nur bei sehr niedrigen pH-Werten treten keine pH-Wertänderungen auf (ALEWELL 1995, 4). Der basische Effekt dieser SO_4^{2-} Entfernung/Reduktion auf die Azidität wird aufgehoben, wenn Schwefel wieder oxidiert wird. Unter wechselnden Grundwasserständen können Moore sowohl als Senke als auch als Quelle fungieren (DEVITO & HILL 1997; EVANS et al. 1997). Dieser Vorgang dürfte in den entwässerten, teilweise vererdeten Mooren des Untersuchungsgebietes bei stark wechselnden Redoxbedingungen eine große Rolle bei der Mobilisierung und Versauerung spielen. In den Mooren des Untersuchungsgebietes ist zudem eine verstärkte Speicherung durch Sulfataufnahme von Sphagnum zu vermuten.

Besonders die organisch beeinflussten Horizonte der Moore und Oberböden besitzen hohe DOC-Gehalte. Nitrat und Magnesium zeigen einen deutlichen Tiefengradienten, der einerseits durch Kalkung und andererseits durch tiefgründige Versauerung bedingt ist. In den Oberböden und besonders in den Auflagen der Podsole fallen die hohen kalkungsbedingten Magnesium- und Kalzium-Gehalte auf (Abb. 5-22 a u. d). Aufgrund der dadurch gesteigerten biotischen Aktivität liegen auch die Nitratgehalte relativ hoch. Die erhöhten Werte im Moorstagnogley sind vermutlich durch den Zustrom von lateralen Wässern aus gekalkten Gebieten zu erklären. Für Kalzium ist dieser Effekt ebenfalls zu beobachten.

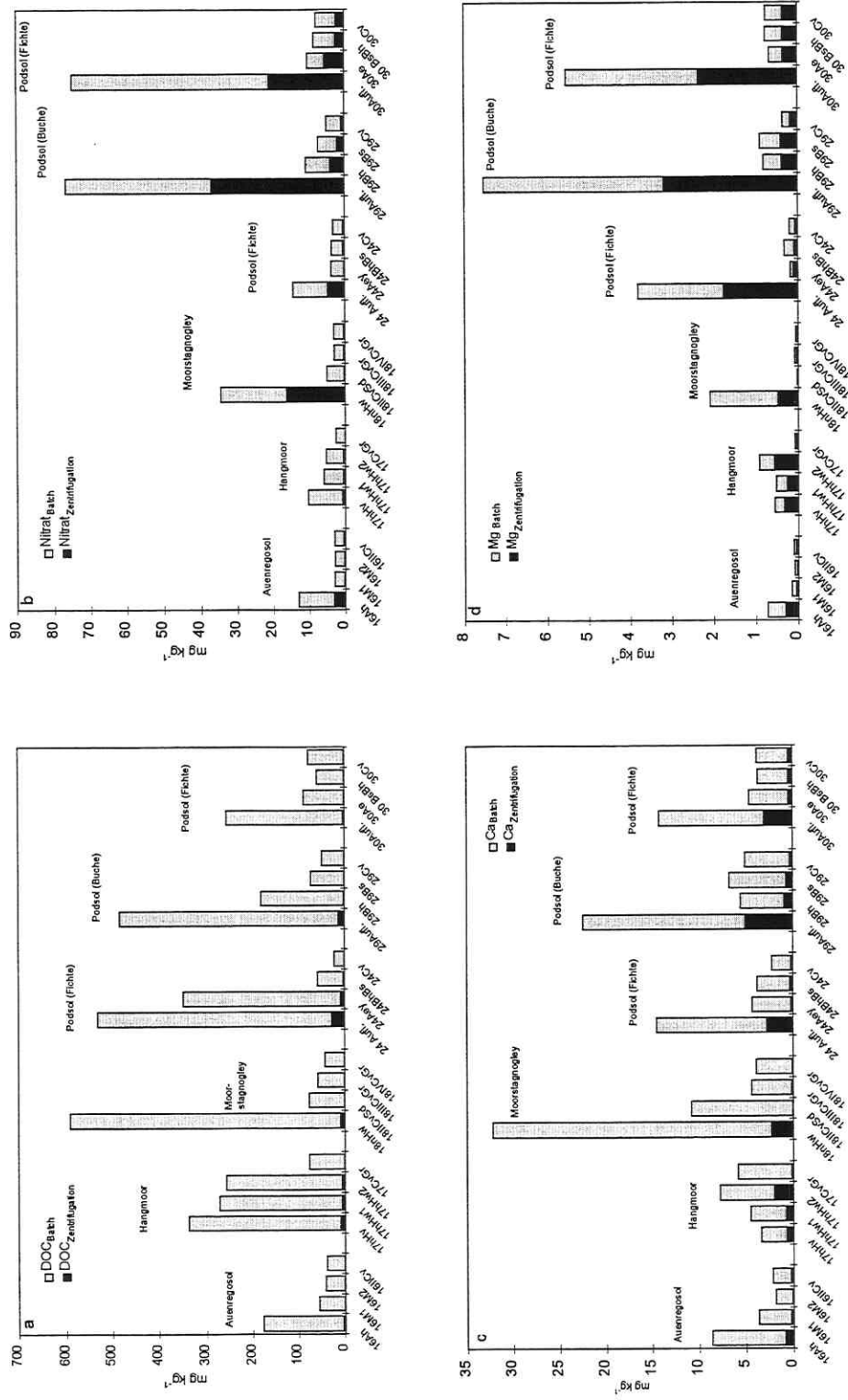


Abb. 5-22 Gehalte an DOC (a), NO₃⁻ (b), Ca²⁺ (c) und Mg²⁺ (d) im Batch und Zentrifugat

Der fehlende Bindungsmechanismus für Nitrat im Boden spiegelt sich in dem hohen Anteil an nicht gebundenem Nitrat im Boden wieder. Ein ähnliches Bild zeigt sich für Magnesium, das zur Hälfte gelöst vorliegt (kalkungsbedingt). Die durch Batch gewonnene nachlieferbare Magnesiumfraktion ist im Vergleich zum Kalziumanteil klein. Kalzium nimmt dazu eine Zwischenstellung ein (Abb. 5-22 a-d). Die Beziehung zur KAK (Kationenaustauschkapazität) und Basensättigung zeigt eine weitgehende Übereinstimmung der ermittelten Anteile von mobilisierbarem und mobilem Kalzium und Magnesium. Die Fraktionierung der DOC zeigt einen hohen nachlieferbaren Anteil an DOC und damit eine hohe potentielle Azidität unter der Voraussetzung, daß leicht nachlieferbare und gebundene DOC gleichartig sind (Abb. 5-22, a).

5.3.2 Zentrifugate und Batch

Der Vergleich von Bodenlösungen, die durch Batch und Zentrifugation gewonnen werden, gibt Aufschluß über das Bindungsverhalten einzelner Stoffe. Durch die Zentrifugation werden nur die Stoffe erfaßt, die tatsächlich in Lösung vorliegen. Dagegen werden durch Batch-Versuche (Wasser) die wasserlöslichen Anteile (Salze) eines Stoffpools ermittelt.

Im Zentrifugat und Batch zeigt sich ein korrelativer Zusammenhang zwischen Protonen und DOC sowie - eingeschränkt - auch zu Sulfat und Nitrat. Diese Stoffe besitzen Säurecharakter. Der Zusammenhang zwischen Protonen-, Nitrat- sowie Sulfat-Gehalt ist im Zentrifugat enger, weil hier nur H^+ -Ionen vorhanden sind, die im Zusammenhang mit den jeweiligen mineralischen Säuren stehen. Im Batch sind dagegen vermutlich auch Protonen suspendiert, die von Austauscherplätzen oder aus organischen Verbindungen stammen (Abb. 5-23).

Im Zentrifugat kann ein Zusammenhang zwischen Protonen sowie Eisen und Mangan beobachtet werden. Diese Kationen werden durch Austausch und Auflösung von Silikaten und Oxiden (s.o.) in Lösung gebracht. Diese Beziehung ist relativ eng, weil die Freisetzung von Kationen durch Protonen zumindest teilweise bedingt wird. Im Batch nimmt die Beziehung ab, weil mehr Protonen als Metalle in wasserlöslichen Bindungen vorliegen. Zudem befindet sich das Verhältnis der freigesetzten Metalle zu Protonen im Zentrifugat in einem eingestellten Gleichgewicht auf niedrigem Konzentrationsniveau. Dagegen kann sich im Batch in kurzer Zeit vermutlich kein Gleichgewicht auf höherem Konzentrationsniveau einstellen.

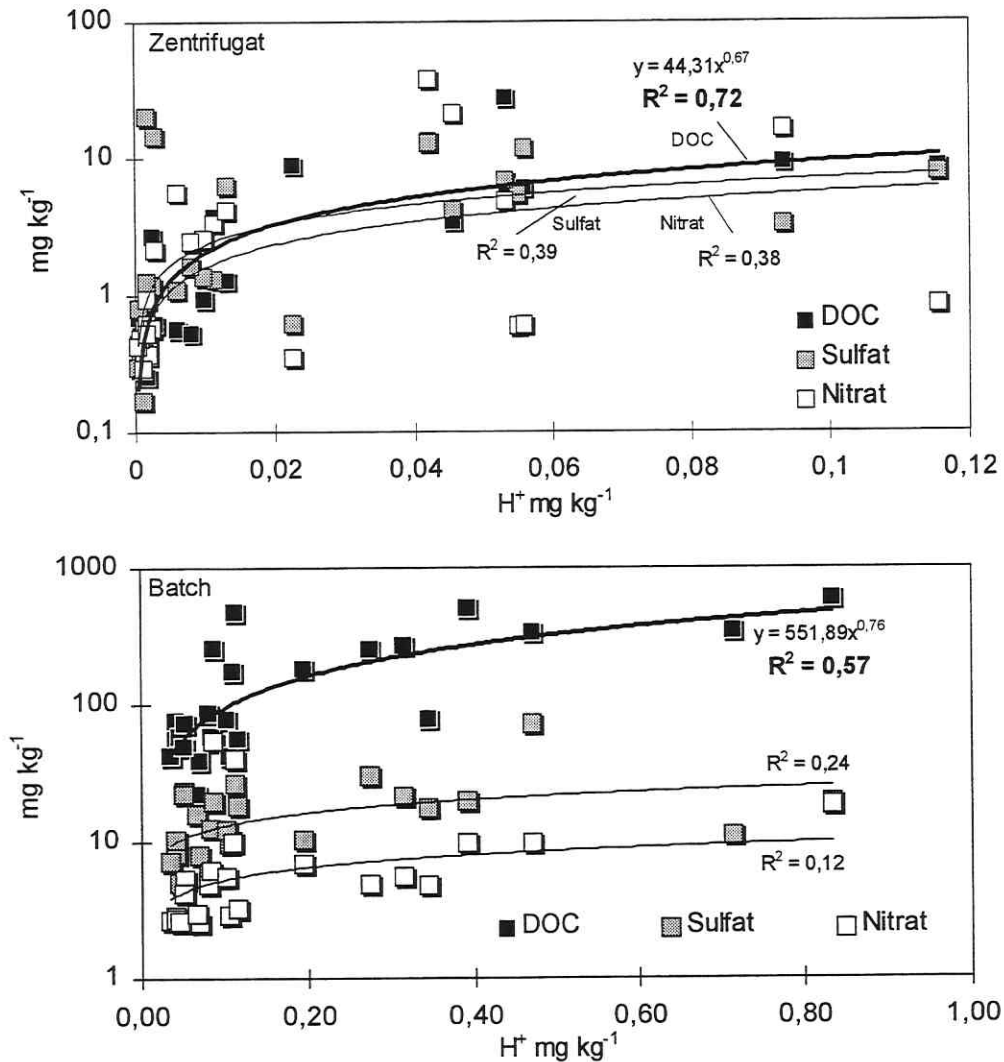


Abb. 5-23 Beziehung zwischen DOC, NO₃⁻, SO₄²⁻ und H⁺ im Zentrifugat und Batch

Im Zentrifugat liegen die Konzentrationen für alle Metalle sehr niedrig. Das heißt, zum Probennahmezeitpunkt (Sommer 1997) lagen Metalle kaum in gelöster Form vor. Im Batch waren dagegen die Werte deutlich höher, demzufolge Metalle in wasserlöslicher Form vorhanden (Abb. 5-24). Durch die Zentrifugation werden die Aluminium-Anteile erfaßt, die gelöst als Al³⁺ oder polymere Aluminiumhydroxo-Kationen vorliegen. Durch Batchversuche

wird der leicht nachlieferbare Teil des Aluminium-Pools erfaßt, der nach der oben zitierten Literatur vorwiegend organisch gebunden ist (vgl. KRÜGER 1996, 64).

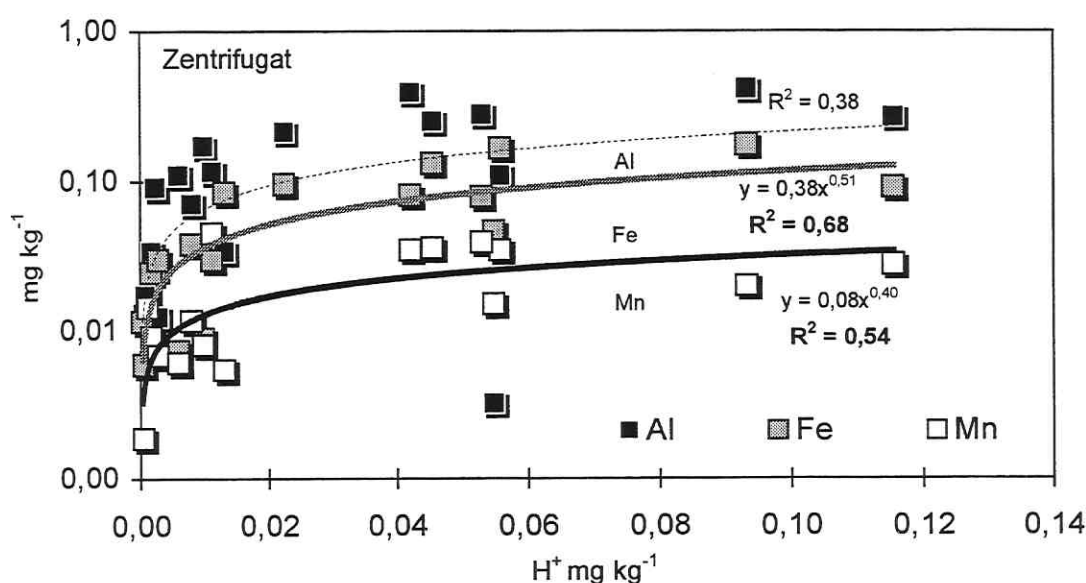


Abb. 5-24 Beziehung zwischen Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{4+} und H^+ im Zentrifugat

Für organische Auflagehorizonte und B-Horizonte von Podsoilen, NE-USA konnten ROSS et al. (1996) und ROSS & BARTLETT (1996) ebenfalls eine Steuerung des pH-Wertes durch die organische Substanz beobachten. Extrem hohe Anteile an der organischen H^+ -Produktion sind auch in Gebieten mit hohen Schwefel- und Stickstoffbelastungen sowie hoher Biomasseproduktion anzunehmen (LÖFGREN & KVARNÄS 1995).

Trotz der hohen Relevanz von Aluminium sind die Prozesse, die seine Mobilisierung steuern, bisher nicht geklärt (MULDER & STEIN 1994). Besonders die Idee der Adsorption und Bildung eines Gibbsit- oder Jurbanitpools ist umstritten. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, 329) kann es in humusarmen Unterböden zur Bildung von Hydroxo-Al-Sulfaten (z.B. Jurbanit) und zur Adsorption von Al^{3+} und Hydroxo-Al-Ionen an Tonmineralen kommen. Gibbsit ist im stark sauren Bereich jedoch nicht stabil. Bei hohen Sulfatkonzentrationen entstehen Al-Hydroxosulfate (z.B. Jurbanit). Für einige Intensivuntersuchungsflächen (DBF Klingenthal u.a.) wird von SLAF (1995) die Auflösung von Aluminiumsulfat-Verbindungen durch hohe Sulfateinträge angenommen. Von WESSELINK (1994) wird die organische Bindung

Bindung (Komplexierung) als eine Möglichkeit zur Erklärung der Aluminium-Dynamik herangezogen. ROSS et al. (1996) und ROSS & BARTLETT (1996) fanden in organischen Auflagen und B-Horizonten von Podsolen der nordöstlichen USA eine starke Beziehung zwischen organischem Kohlenstoff, Aluminium und dem pH-Wert, so daß sie auf eine vorwiegend organische Komplexierung von Aluminium schlossen. DAHLGREN & WALKER (1993) beobachteten die vornehmliche Beteiligung von komplexiertem Aluminium bei der schnellen Freisetzung von Aluminium in Bs-Horizonten aus Podsolen in SE-USA. MULDER & STEIN (1994) konnten einen Rückgang der Aluminium-Gehalte in der Bodenlösung trotz hoher Anionenkonzentration starker anorganischer Säuren bei gleichzeitigem Absinken des reaktiv organisch gebundenen Aluminiums in versauerten niederländischen Alluvialböden beobachten. Die Autoren schlossen daraus, daß die Aluminium-Löslichkeit in stark versauerten Waldböden über die Komplexierung durch die organische Festphase gesteuert wird und nicht, wie oftmals berichtet, durch Gibbsitbildung. Auch für organische Horizonte von Podsolen und Braunerden auf granitischem, phyllitischem und basaltischem Solifluktionsschutt im Fichtelgebirge konnten NÄTSCHER & SCHWERTMANN (1993) nachweisen, daß ein Großteil des Aluminiums in organischen Komplexen bei voller Auslastung der Komplexierungskapazität gebunden war. Auch KRAM et al. (1995) stellen fest, daß ein hoher Anteil von organisch gebundenem Aluminium in organischen Auflagen im Lysina-Einzugsgebiet festgelegt ist, der aber im Unterboden abnimmt, so daß dort 80 - 85 % des Gesamtgehaltes an Aluminium als monomerisches, anorganisches Aluminium vorlag. Alle untersuchten Bodenlösungen waren hinsichtlich jeder Aluminium-Mineraffällung untersättigt.

In den Zentrifugaten terrestrischer Böden herrschen auf Äquivalentbasis Sulfat, Nitrat und Chlorid vor (Abb. 5-25). Besonders in den Oberböden tritt verstärkt Nitrat auf. Dagegen zeigt sich für Sulfat in den Mooren ein höherer Gehalt. Auf der Kationenseite finden sich hohe NH_4^+ -Gehalte und zum Teil auch der charakteristische gesteinsbürtige hohe Natrium-Anteil. Die verbleibenden Reste sind sowohl auf der Anionenseite als auch auf der Kationenseite vorhanden. Es bleibt zu klären, inwieweit es sich um Analysenfehler handelt, oder ob DOC tatsächlich ambivalenten Charakter hat.

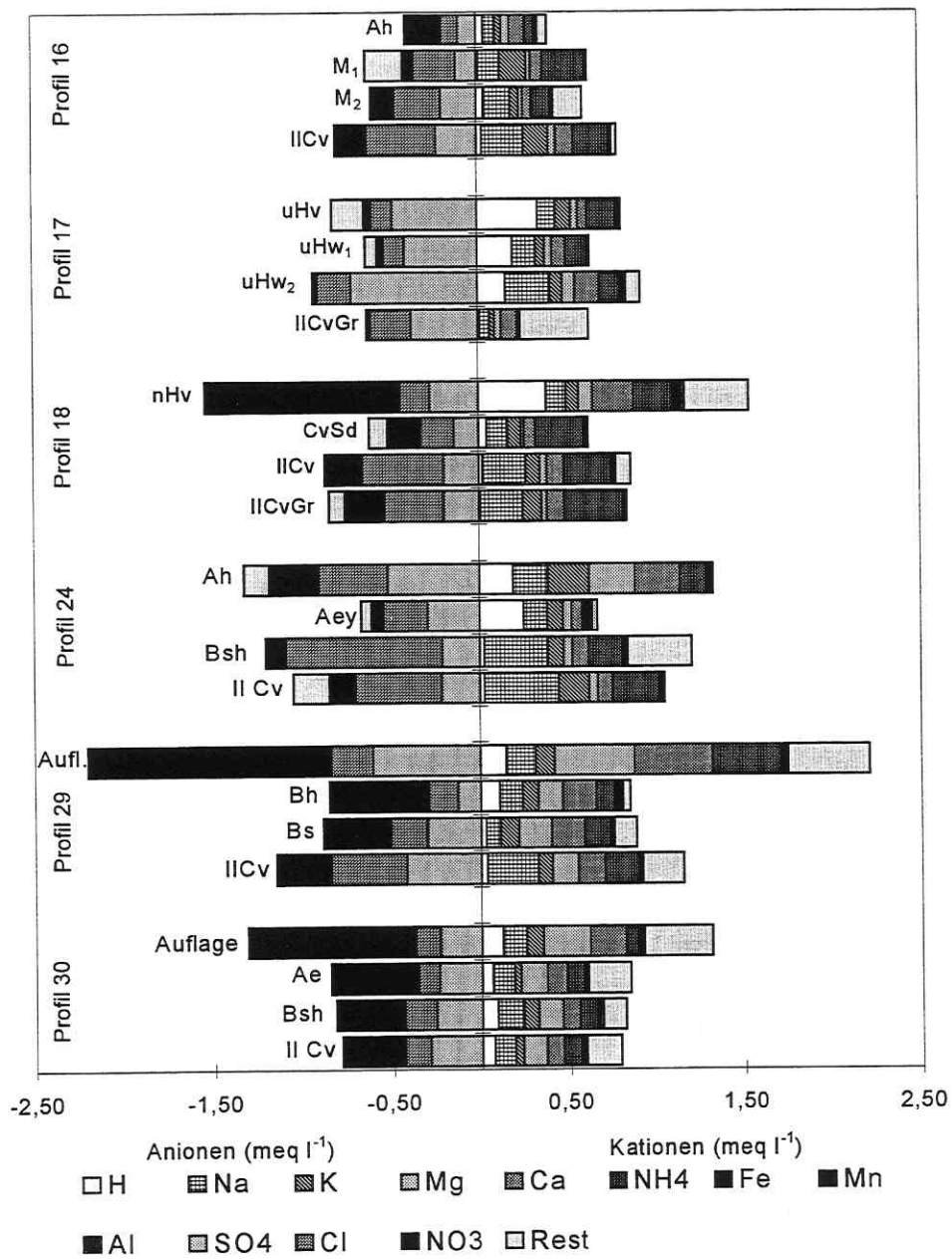


Abb. 5-25 Ionenbilanz der Zentrifugate

5.3.3 Bodenlösung (Saugkerzen)

Die Beprobung der Bodenlösung erfolgte durch Saugkerzen in drei Parallelen an verschiedenen Standorten. Dabei wurden zwei Talsedimente als Übertrittzone vom Bodenwasser in den Vorfluter und die Torfkörper der Moore als wichtige Reaktionsräume beprobt (Tab. 3-3). Insgesamt spiegeln sich im Chemismus der Bodenlösung auch die Eigenschaften der Bodenfestphase wider.

Das Bodenwasser der Torfkörper der Moore im Untersuchungsgebiet ist, wie erwartet, durch niedrige pH-Werte charakterisiert. Die pH-Werte liegen in der Größenordnung des pH (H_2O) der Bodenfestphase. Schon in der mineralischen Unterlagerung, wie auch in den Talsedimenten, finden sich um fast eine pH-Einheit höhere Werte. Hier sind die Schwankungen besonders im Winter hoch (Abb. 5-26). Einen sehr gleichmäßigen zeitlichen Verlauf zeigen die Ganglinien der pH-Werte der Moore (nHv, Hangmoor, Abb. 11-5, c). Diese weisen auch die geringste Variabilität zwischen den Saugkerzen auf. Die Schwankungen der pH-Werte in der mineralischen Unterlagerung des Niedermoores sind zwischen den einzelnen Kerzen ebenfalls gering (Abb. 11-5, b). Einen stark heterogenen Verlauf zeigen jedoch die Ganglinien der in die Talsedimente der Großen Pyra (Abb. 11-5, a, 1-3) und des Butterbächel (Abb. 11-5, a, 4-6) eingebrachten Kerzen. Auffällig ist das höhere Anfangsniveau des mineralischen Substrates im Moorstagnogley wie auch in einigen Saugkerzen der Talsedimente. Bei diesem (Butterbächel) bestehen hohe pH-Werte bis fast gegen Ende der Meßperiode. Solche können auf einen erhöhten CO_2 -Partialdruck zurückgeführt werden. Eventuell spielt auch das Eindringen von Oberflächenwasser aufgrund ungenügender Abdichtung entlang des Kerzenschaftes eine Rolle. Größere zeitliche Schwankungen des pH-Wertes (von 3,4 bis 4,8) sind beispielsweise aber auch für die Bodenlösungen der DBF Klingenthal zu beobachten (RABEN 1996).

Die höhere elektrische Leitfähigkeit in der Bodenlösung der Moore gegenüber mineralisch geprägter Bodenlösung ist vermutlich die Folge höherer Wasserstoffionenkonzentrationen und DOC-Gehalte (Abb. 5-26 u. Abb. 11-6). Die räumliche und zeitliche Verteilung der DOC-Gehalte ist ähnlich der elektrischen Leitfähigkeit und der Protonenkonzentration. Die Moore zeigen die höchsten Werte, bei geringfügig höheren Werten im Winter. Die elektrische Leitfähigkeit liegt im Winter höher als im Sommer. Extremwerte oder Ausreißer sind nicht zu verzeichnen. Im Moorstagnogley und in den Talsedimenten kann ein schwaches Maximum im Frühjahr beobachtet werden. Dies könnte mit einer stärkeren Einbindung von basischen Kationen in den Biokreislauf und der damit verstärkten Produktion von organischen Säuren während der Vegetationsperiode verbunden sein.

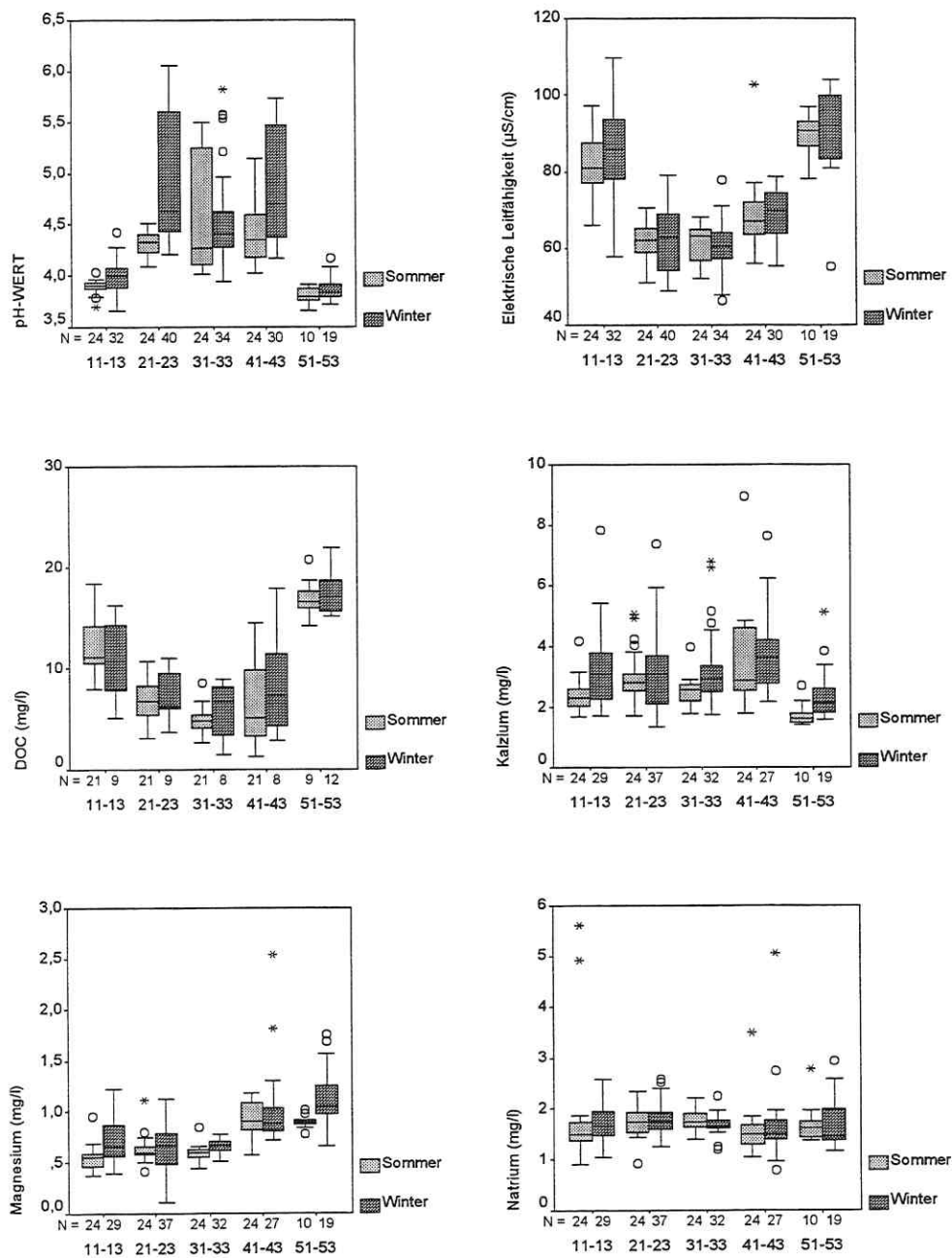


Abb. 5-26 Box-Plots für pH, elektrische Leitfähigkeit, DOC, Kalzium, Magnesium und Natrium aus kontinuierlicher Beprobung (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4).

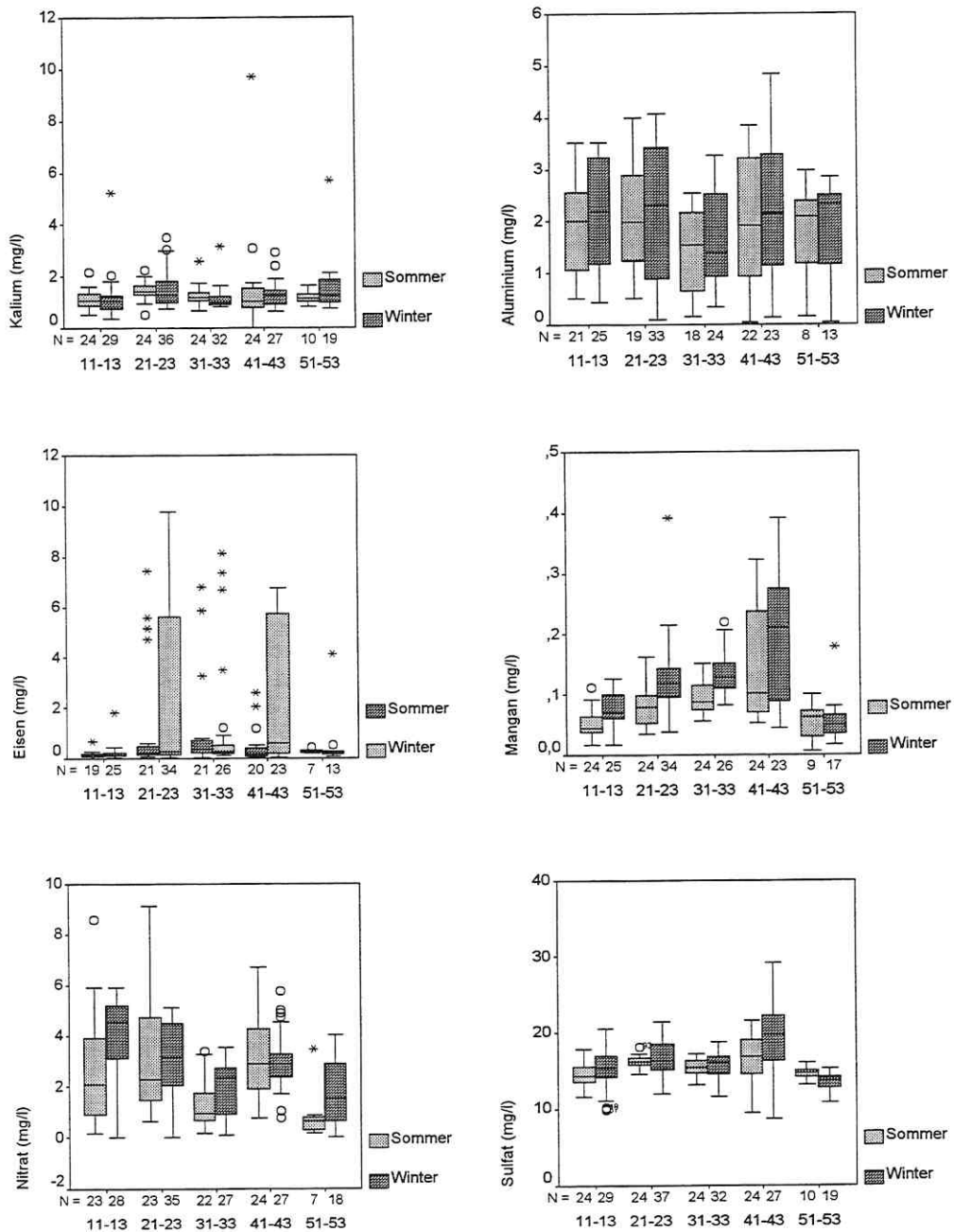


Abb. 5-27 Box-Plots für Kalium, Aluminium, Eisen, Mangan, Nitrat und Sulfat aus kontinuierlicher Beprobung (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4).

In den Ganglinien von Kalzium und Magnesium für das Niedermoor wird dies nur andeutungsweise wiedergefunden. Dagegen ist für die Bodenlösung der Talsedimente keine Saisonalität festzustellen. Das niedrige Konzentrationsniveau von Kalzium und Magnesium spiegelt die Basenarmut der Bodenfestphase wider (Abb. 11-7, Abb. 11-8). Kalzium zeigt aufgrund seiner hohen Abhängigkeit vom Biokreislauf deutlich jahreszeitabhängige Gehalte und teilweise hohe Schwankungen auf; Ausreißer und Extremwerte zeigen sich nur für höhere Konzentrationsbereiche. Dies ist vermutlich im Zusammenhang mit einer pH-gesteuerten Freisetzung der basischen Kationen und Kompensationskalkungen zu sehen. In der Bodenlösung des Hangmoores liegen die Kalzium- und Magnesium-Konzentrationen niedriger, während sie im Moorstagnogley höher liegen. Für Magnesium trifft ein umgekehrtes Verhalten zu. Natrium zeigt nur eine geringe Schwankungsbreite (geringer IQR, einige Ausreißer) in seinen Konzentrationen, was auf die geringere Einbindung in den Biokreislauf zurückzuführen ist. Kalium verhält sich allerdings ganz ähnlich, auch wenn allgemein eine stärkere Abhängigkeit zur biotischen Aktivität zu erwarten ist.

Sulfat ist über die Profiltiefe heterogen, d.h. ohne deutlichen Tiefengradienten, verteilt (Abb. 11-9). Die Schwankungsbreite ist gering. Die Ganglinie und Mediane weisen eine geringe Tendenz zu niedrigeren Werten im Sommerhalbjahr auf, was vermutlich durch die verringerte mikrobielle Fixierung im Oberboden (VAN MIEGROT 1994) und höhere Einträge während der Wintermonate bedingt ist. Die Werte in den Mooren liegen etwas niedriger als in der mineralisch geprägten Bodenlösung, was als Folge einer generell stärkeren Immobilisierung von Schwefel durch Reduktions/Oxidationsmechanismen in den Mooren zu sehen ist. Der Sulfatgehalt im Sickerwasserkörper der Talsedimente liegt geringfügig höher (Abb. 5-27). Dies läßt auf einen fortgeschrittenen Einfluß des Sulfates schließen, wie er auch durch Abb. 5-21 belegt wird. Die im Untersuchungsgebiet ermittelten Sulfatkonzentrationen entsprechen in etwa denen für Fichtenaltbestände und -jungbestände berichteten (SLAF 1995). Nitrat weist die höchste Variabilität zwischen den Standorten, innerhalb der Parallelen und im Box-Plot auf (Abb. 11-10, Abb. 5-28; SLAF 1995, 82). Eine ausgeprägte Saisonalität in Abhängigkeit zur biologischen Aktivität ist zu beobachten. Der für die Bodenfestphase ermittelte Tiefengradient findet sich in der Bodenlösung nicht wieder. Aus Untersuchungen von BOUMAN (1991) geht hervor, daß die Versauerung der Bodenlösung stark an kleinräumig heterogene Standortbedingungen gekoppelt ist. Nitrat wirkt aufgrund seiner zeitlich hochvariablen Konzentrationen vor allem sporadisch versauernd (VAN MIEGROT 1994).

Die Ganglinie von Aluminium zeigt eine ausgeprägte Saisonalität mit Minima im Sommer 1997 und Februar 1997 in allen Saugkerzen (Abb. 11-11). Dies kann nur teilweise auf

geringfügige pH-Anhebungen in der Bodenlösung zurückgeführt werden. Hier scheint sich vielmehr der Salzeffekt auszuwirken, da Sulfatspitzen in diesen Zeiträumen zu verzeichnen sind. Die Aluminium-Gehalte bewegen sich zwischen Werten unterhalb der Nachweisgrenze und über 5 mg l^{-1} . Während in den Mooren etwas niedrigere Werte zu beobachten sind, liegen sie in den mineralisch geprägten Substraten etwas höher. Die Aluminium-Konzentrationen schwanken über einen weiten Bereich. Es fehlen jedoch Extremwerte, so daß diese Schwankungen als regelmäßig ablaufende Reaktionen auf veränderte Rahmenbedingungen der Retention im Aluminium-Pool gedeutet werden (Durchfeuchtung, biotische Aktivität; Abb. 5-27). Die mittleren Aluminium-Konzentrationen - wie auch die Nitrat-Werte - entsprechen den für die DBF Klingenthal ermittelten Werte (SLAF 1995). Sie reichen jedoch nicht an die von BALÁZS & BRECHTEL (1988) mitgeteilten Aluminium-Konzentrationen von bis zu 14 mg l^{-1} . Die Eisen-Konzentrationen bewegen sich zumeist in einem extrem engen Bereich (Abb. 5-27). Nur für die mineralischen Unterlagerungen der Moorstagnogleye und für die Talsedimente (Butterbächel) sind im Winter hohe Schwankungen zu registrieren. Die Mangan-Konzentrationen schwanken geringfügig auf niedrigerem Niveau. Mangan- und Eisen-Konzentrationen, die das Löslichkeitsprodukt überschreiten, führ(t)en in den Talsedimenten des Butterbächel zur Ausbildung von Eisenkrusten. Die heute zu beobachtenden starken Schwankungen in der Bodenlösung (Butterbächel) sind eventuell im Zusammenhang mit der Auflösung solcher Krusten zu sehen. Die von BALÁZS & BRECHTEL (1988) mitgeteilten mittleren Mangankonzentrationen von 8 bis 14 mg l^{-1} im Sickerwasser bei weit vorangeschrittener Versauerung waren nicht annäherungsweise zu beobachten.

In mineralischen Bodenlösungen sind höhere Alkalinitäten als in der stärker organisch beeinflussten Bodenlösung zu finden. Dafür sind die niedrigeren Konzentrationen von NO_3^- und SO_4^{2-} verantwortlich. Die Diskrepanz zwischen pH und Alkalinität ist hier wiederum auf den Einfluß der organischen Säuren im Moor bzw. auf das HCO_3^- -Puffersystem im tieferen Untergrund zurückzuführen.

Ein deutlich negativer Zusammenhang besteht zwischen DOC und pH unterhalb von pH 5,0. Es ist daher anzunehmen, daß in der DOC erhebliche Anteile an starken organischen Säuren enthalten sind (Abb. 5-29). Messungen mit pH-Werten oberhalb von 5,2 wurden als Extremwerte und Ausreißer angesehen (Abb. 5-28) und aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen, da sich für diese ein anderer Zusammenhang andeutet. Der Boxplot für die DOC-Gehalte zeigt dagegen nur zwei Extremwerte (Abb. 5-28).

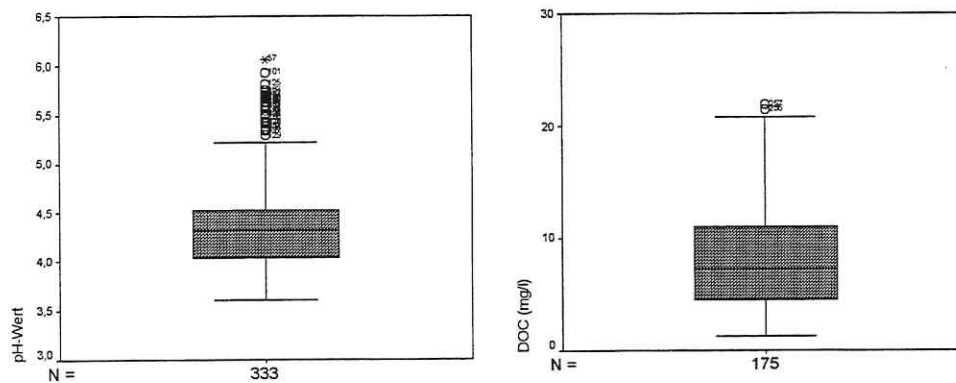


Abb. 5-28 Box-Plots für pH und DOC in der Bodenlösung

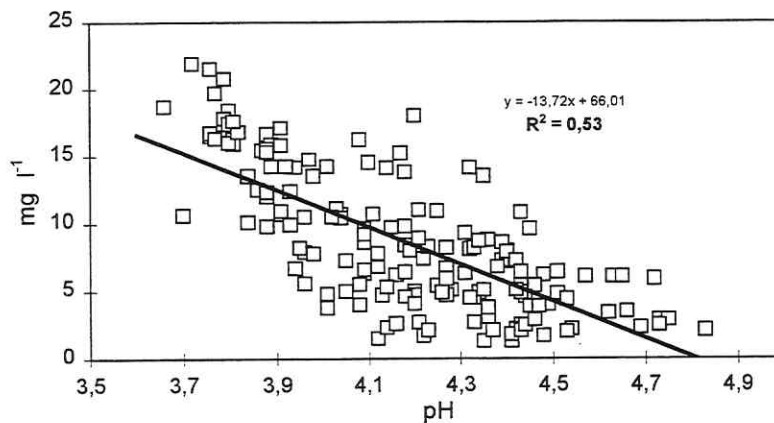


Abb. 5-29 Beziehung zwischen pH und DOC in der Bodenlösung bei pH < 5,2

Für Sulfat und Nitrat zeichnet sich keine allgemein deutliche Beziehung zwischen pH-Wert und Stoffkonzentration ab. Bei der weiteren Auftrennung nach Standorten findet sich teilweise ein signifikanter Zusammenhang zwischen pH-Wert und Nitrat- sowie Sulfat-Konzentration (Tab. 5-9).

Die Korrelationen zwischen pH-Wert und verschiedenen Parametern sind nur in wenigen Fällen signifikant (Tab. 5-9). So zeichnet sich für die Talsedimente (31-33, 41-43) ein signifikanter Zusammenhang zwischen Nitrat, Sulfat und pH-Wert ab. Dieser ist in den organisch beeinflussten Wässern nicht zu finden. Die Korrelation zwischen elektrischer Leitfähigkeit und pH weist auf die Bedeutung der Leitfähigkeit der Protonen hin (Tab. 5-10).

Der negative Zusammenhang zum Aluminium verdeutlicht die allgemeine pH-Absenkung bei erhöhter Aluminium-Freisetzung. Für Kalzium und Magnesium besteht eine ambivalente Beziehung zum pH-Wert. Während in der mineralischen Unterlagerung des Moorstagnogleys (21-23) ein hoch signifikanter negativer Zusammenhang zu finden ist, sind sonst positive, teilweise signifikante Zusammenhänge zu beobachten.

Tab. 5-9 Korrelation (n. PEARSON) des pH-Wertes mit verschiedenen Parametern in der Bodenlösung (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4)

Standort	Lf	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Al ³⁺
11-13	-0,14	0,29	0,31	0,01	0,02	-0,12
21-23	-0,32++	-0,38++	-0,47++	-0,25	-0,07	-0,57++
31-33	-0,53++	0,11	-0,08	-0,36++	-0,37++	0,06
41-43	0,18	0,32+	0,04	-0,32+	-0,44++	-0,49++
51-53	-0,63++	0,13	0,40+	0,01	-0,21	-0,42

+ = signifikant ($\alpha = 0,05$), ++ = signifikant ($\alpha = 0,01$)

Die Korrelationen zwischen Nitrat, Sulfat und Begleitkationen deuten auf eine positive Beziehung in den untersuchten Bodenlösungen hin. Mithin stehen Sulfat und Nitrat nur eingeschränkt zur Bildung von mineralischen Säuren zur Verfügung (Tab. 5-9). Dies weist auf eine Scheinkorrelation zwischen Nitrat, Sulfat und pH-Wert hin. Niedrigere pH-Werte werden also nicht durch die mobilen Anionen Nitrat und Sulfat bedingt, sondern diese unter sauren Bedingungen neben basischen Kationen verstärkt freigesetzt. Die negative oder gering positive Korrelation zwischen Aluminium und Sulfat läßt vermuten, daß ein Retentionsmechanismus von Aluminium-Sulfaten (z.B. Jurbanit) - unter der Maßgabe proportionaler Freisetzung von Al³⁺ und SO₄²⁻ - nicht wahrscheinlich ist. Der in der Ganglinie angedeutete Salzeffekt ist statistisch nicht signifikant. Für nährstoffarme Standorte des Westharz konnte BOUMAN (1991) dagegen nachweisen, daß über 70 % des Sulfat- und Nitratflusses in der Wurzelzone von Al³⁺ begleitet werden und damit Säurecharakter hat. Der teilweise negative Zusammenhang zwischen Sulfat und Nitrat weist schon auf die von VAN MIEGROT (1994) beobachtete differenzierte Freisetzung dieser Stoffe hin.

Tab. 5-10 Korrelationsmatrix (n. PEARSON) verschiedener Parameter in der Bodenlösung (zur Standortbezeichnung Tab. 3-4)

Standort	NO ₃ ⁻ /Ca ²⁺	NO ₃ ⁻ /Al ³⁺	SO ₄ ²⁻ /Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻ /Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻ /Al ³⁺	SO ₄ ²⁻ /NO ₃ ⁻
11-13	0,43++	0,21	0,40++	0,41++	-0,30+	0,13
21-23	0,56++	0,29+	0,18	0,17	0,12	0,25
31-33	0,42++	0,27	-0,14	-0,15	0,07	-0,48++
41-43	0,07	0,30+	0,47++	0,49++	-0,16	-0,09
51-53	0,35	-0,04	0,32	-0,29	0,11	-0,61++

+ = signifikant ($\alpha = 0,05$), ++ = signifikant ($\alpha = 0,01$)

Die Bodenlösung aller Standorte wird durch Sulfat dominiert. Im Westthar beobachtete BOUMAN (1991) dagegen Sulfat und Nitrat aus der anthropogenen Säurebelastung als dominante Anionen. Chlorid und Nitrat spielen in den untersuchten Bodenlösungen nur eine untergeordnete Rolle. Die Dominanz von Sulfat nimmt mit der Tiefe zu (Abb. 5-30).

Auf der Kationenseite herrschen in den Mooren H⁺-Ionen vor, während in den mineralisch beeinflussten Standorten Natrium als gesteinsbürtiger Stoff dominiert. Die hohen Äquivalente von Natrium, ferner der anderen basischen Kationen und von Aluminium sind zunächst auf Kationenfreisetzung zurückzuführen. Besonders die Aluminium-Gehalte können als symptomatisch für saures Milieu gelten. Die Existenz einer gesteinsbürtigen Komponente in den Mooren belegt einen stark lateralen Zufluß in den minerotrophen Mooren. Ammonium kommt nur noch in minimalen Äquivalenten vor. Auffällig sind die hohen Reste, die vermutlich durch Analysenfehler und/oder DOC hervorgerufen werden.

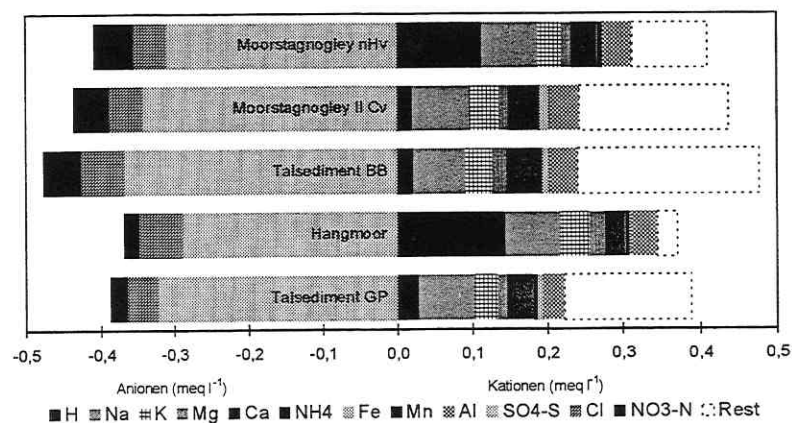


Abb. 5-30 Ionenbilanz der Bodenlösung aus Mittelwerten für den Zeitraum 10/96 - 7/97

5.4 BILANZIERUNG

5.4.1 Wasserbilanz

Die vereinfachte Wasserbilanz zeigt (Tab. 5-11), daß über ein Viertel der Niederschläge durch Interzeptionsverdunstung dem System entzogen wird. Im Einzugsgebiet der Kleinen Pyra ist zudem ein hoher Fehlbetrag in den Gebietsabflüssen zu beobachten. Zur Erklärung kann eine erhöhte aktuelle Evapotranspiration in den ganzjährig gutdurchfeuchteten Mooren herangezogen werden. Zudem können geringere Niederschlagshöhen und räumlich hoch variable Depositionsbedingungen im Kammbereich einen generell geringeren Eintrag bewirken. Ebenso kann ein Umfließen des Meßwehres im Torfkörper nicht völlig ausgeschlossen werden. Dieser Fehlbetrag wird im Zusammenhang mit der Ionenbilanz und Stoffbilanzierung noch zu diskutieren sein. Die Differenz zwischen Freilandniederschlag und Gebietsabfluß ist für die Einzugsgebiete Große Pyra und Butterbächel vor allem durch Evapotranspiration bedingt.

Tab. 5-11 Vereinfachte Wasserbilanz für das HJ 1996/97

Wasserfluß (mm a ⁻¹)	Große Pyra	Kleine Pyra	Butterbächel
Freilandniederschlag (N_{Freiland})	1224,5	1224,5	1224,5
Bestandesniederschlag (N_{Bestand})	889,5	889,5	889,5
Interzeptionsverdunstung ($N_F - N_B$)	335,0	335,0	335,0
$N_F - Q$	218,0	465,0	219,3
Gebietsabfluß	1006,5	759,8	1005,2

5.4.2 Stoffbilanzen

Die Betrachtung des Systemaustrages über den oberirdischen Abfluß und des Systemeintrages über feuchte und trockene Deposition in Form von Massenbilanzen zielt auf die Identifikation systeminterner Prozesse ab (EVANS et al. 1997, LIKENS & BORMANN 1995, ROBSON & NEAL 1994; NEUMEISTER 1989, 108; BALZÁS et al. 1988). Sowohl Richtung als auch Magnitude lassen sich für einige Stoffe schon nach einem oder wenigen Jahren

ermitteln. Das Verhalten anderer Stoffe ist zeitlich hochvariabel und läßt nur unklare Muster erkennen. Es sind längere Meßreihen notwendig, um verlässliche Daten zu erhalten (LIKENS & BORMANN 1995). Die Massenbilanz liefert integrierte Werte über ein räumlich und zeitlich heterogenes System bei einfacher Berechnung und basiert auf Grundlagendaten, die relativ leicht zu erheben sind (EVANS et al. 1997).

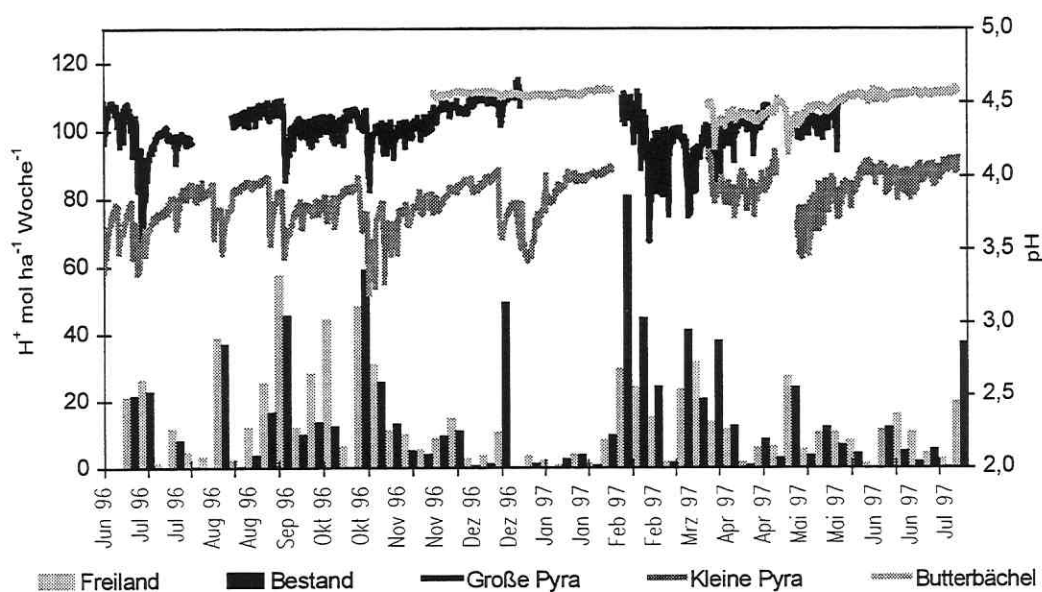


Abb. 5-31 H^+ -Fracht im Niederschlag und pH des Oberflächenwassers

Die Protonenbilanz wird als einfache Eintrag-Austrag-Bilanz (DRISCOLL & LIKENS 1982) durchgeführt. Der Beitrag von NH_4^+ zum Protoneneintrag wird dabei nicht berücksichtigt, da keine Informationen zum weiteren Verbleib von Ammonium vorlagen. Es bleibt anzunehmen, daß Nitrifikation und mehr noch Pflanzenaufnahme in hohem Maß zum Abbau von NH_4^+ im Untersuchungsgebiet beitragen. Bei Annahme von einem freigesetzten Proton pro Mol NH_4^+ im HJ 96/97 wird ein zusätzliche Säurefracht von $0,39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland bzw. $0,47 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Protonen über die Ammoniumfracht eingetragen. Dies entspricht einem Anteil von 41 % bzw. 29 % der direkten Protoneneinträge im HJ 96/97 (vgl. RABEN & ANDREAE 1998; VOLZ 1994, 15; FEGER 1993, 130).

Die Reaktion des Abflusses auf die Einträge ist in der Zeitreihe deutlich zu erkennen. Die pH-Einbrüche des Oberflächenwassers können direkt mit hohen H^+ -Ionen-Frachten im Niederschlag parallelisiert werden (Abb. 5-31). Dieser Zusammenhang zwischen Protonen-

Input und -Output beruht auf der Kopplung erhöhter Protoneneinträge mit höheren Niederschlagsmengen. Diese wiederum haben einen Verdrängungseffekt des höher konzentrierten Porenwassers und dessen Zwischenabfluß zum Vorfluter zur Folge.

Die vereinfachte Protonenbilanzierung zeigt einen gegenüber dem Austrag wesentlich höheren Eintrag von H^+ -Ionen (Abb. 5-32). Der Protonenausrag entspricht 15 bis 48 % der aktuellen Einträge. Der Rest der eingetragenen H^+ -Ionen wird im System konsumiert. Das Verhältnis zwischen gespeicherten und ausgetragenen Protonen beträgt dort ungefähr 30:1. Ebenfalls hohe Pufferraten bei unterschiedlichen Eintragssituationen fanden ELLENBERG et al. (1986) für den Solling - nur 11 bis 25% des Säureeintrages verlassen mit dem Sickerwasser den Boden wieder - , BODEM (1991) für den nordhessischen Buntsandstein - eingetragene Protonen werden fast vollständig in den Deckschichten abgepuffert - und FORSIUS et al. (1995) in bewaldeten Kleinzugsgebieten in Finnland.

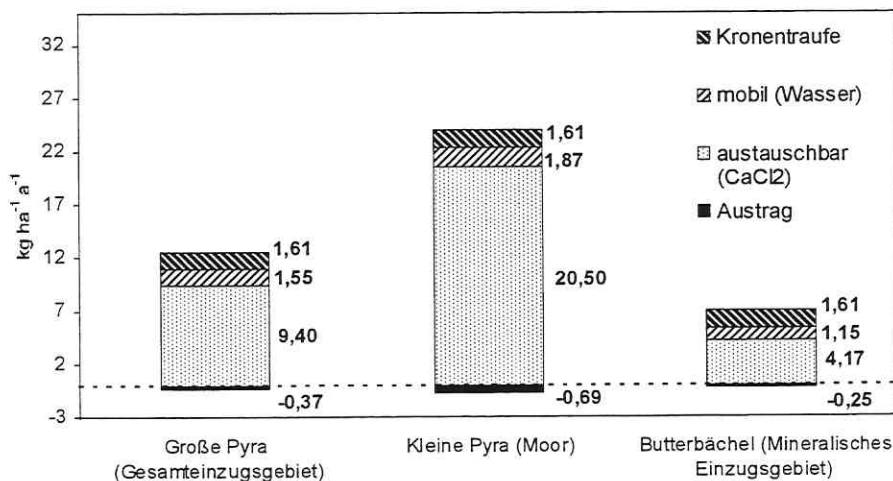


Abb. 5-32 Eintrag, Vorrat und Austrag von H^+ für den Zeitraum 6/96 - 8/97 (zur Berechnung Kap.3.4)

Das Problem der Trennung von externen und internen Quellen muß hier ungeklärt bleiben (FEGER 1993; EINSELE et al. 1986). Es wird aufgrund der DOC-Gehalte und Sulfatgehalte jedoch von einer hohen Relevanz der internen biologischen H^+ -Produktion bzw. der Sulfatfreisetzung ausgegangen. Von LIKENS & BORMANN (1995) wird geschätzt, daß 50 % der H^+ -Ionen im Austrag des HBEF aus internen Prozessen stammen. FORSIUS et al. (1995) ermittelten für bewaldete Einzugsgebiete in Finnland eine H^+ -Bindung vorwiegend durch Kationenfreisetzung und Sulfatrückhaltung. Das Verhältnis zwischen externen und internen

H⁺-Quellen lag zwischen 0,74 und 2,62. LÖFGREN & KVARNÄS (1995) fanden ebenfalls nur einen Anteil von 12 - 40 % der externen H⁺-Produktion an der gesamten H⁺-Produktion.

Die Verhältnisse in den Einzugsgebieten lassen hinsichtlich dieser Trennung zwei gegeneinander abzuwägende Annahmen zu:

1. Die interne Produktion von H⁺-Ionen kann sehr hoch sein. H⁺-Ionen stammen vorwiegend aus dem Abbau der organischen Substanz. Zusätzlich führt Kationenentzug durch Festlegung in der Biomasse zur Freisetzung von H⁺-Ionen. Dieser Prozeß dominiert vermutlich im Untersuchungsgebiet.
2. Der externe Eintrag von Säuren war in der Vergangenheit sehr hoch. Die aktuell ausgetragenen H⁺-Ionen können aus gespeicherter potentieller Azidität stammen, die unter einem aktuell niedrigeren Eintrag aus der Bodenfestphase freigesetzt werden.

Eine Pufferung über den Kronenraum scheint zunächst durch die Protonenbilanzierung nicht belegbar. Vielmehr ist eine starke Interzeptionsdeposition der Protonen von ca. 0,7 kg ha⁻¹a⁻¹ zu beobachten. Die hohen Austräge von K⁺ und Mn⁴⁺ aus dem Kronenraum sind jedoch ein Hinweis auf die Existenz der Kronenraumpufferung. Damit bleibt anzunehmen, daß die Interzeptionsdeposition von Protonen wesentlich höher ist, als die Protonenbilanz vermuten läßt. Deren direkter Eintrag in den Boden wird jedoch durch die Kronenraumpufferung vorwiegend unter Freisetzung von K⁺ und Mn⁴⁺ verhindert. Diese Pufferreaktion ist ein interner Umsatz, da jeder Verlust an Kationen über die Wurzelaufnahme unter Abgabe der äquivalenten Menge von Protonen ausgeglichen wird.

Die Reihung der Pufferung für die Einzugsgebiete ist:

Kleine Pyra < Butterbächel < Große Pyra

Die Pufferung beträgt im Einzugsgebiet Kleine Pyra (0,92 kg ha⁻¹ a⁻¹) 75 % bzw. 68% der in den Einzugsgebieten Große Pyra (1,24 kg ha⁻¹ a⁻¹) und Butterbächel (1,36 kg ha⁻¹ a⁻¹) beobachteten Werte. Der Säureaustrag des Moores steuert fast den doppelten Beitrag der über den Abfluß des Butterbächel in die Große Pyra ausgetragenen H⁺-Ionen bei. Der prozentuale Anteil von Butterbächel und Kleiner Pyra am Protonenaustrag über den Abfluß des Gesamteinzugsgebietes (Große Pyra) ist jedoch gering (2,7 bzw. 4,4 %). In Relation zur Fläche ist die Kleine Pyra als Reaktionsraum mit einem um den Faktor 1,9 bzw. 2,8 höheren Säureaustrag zu identifizieren.

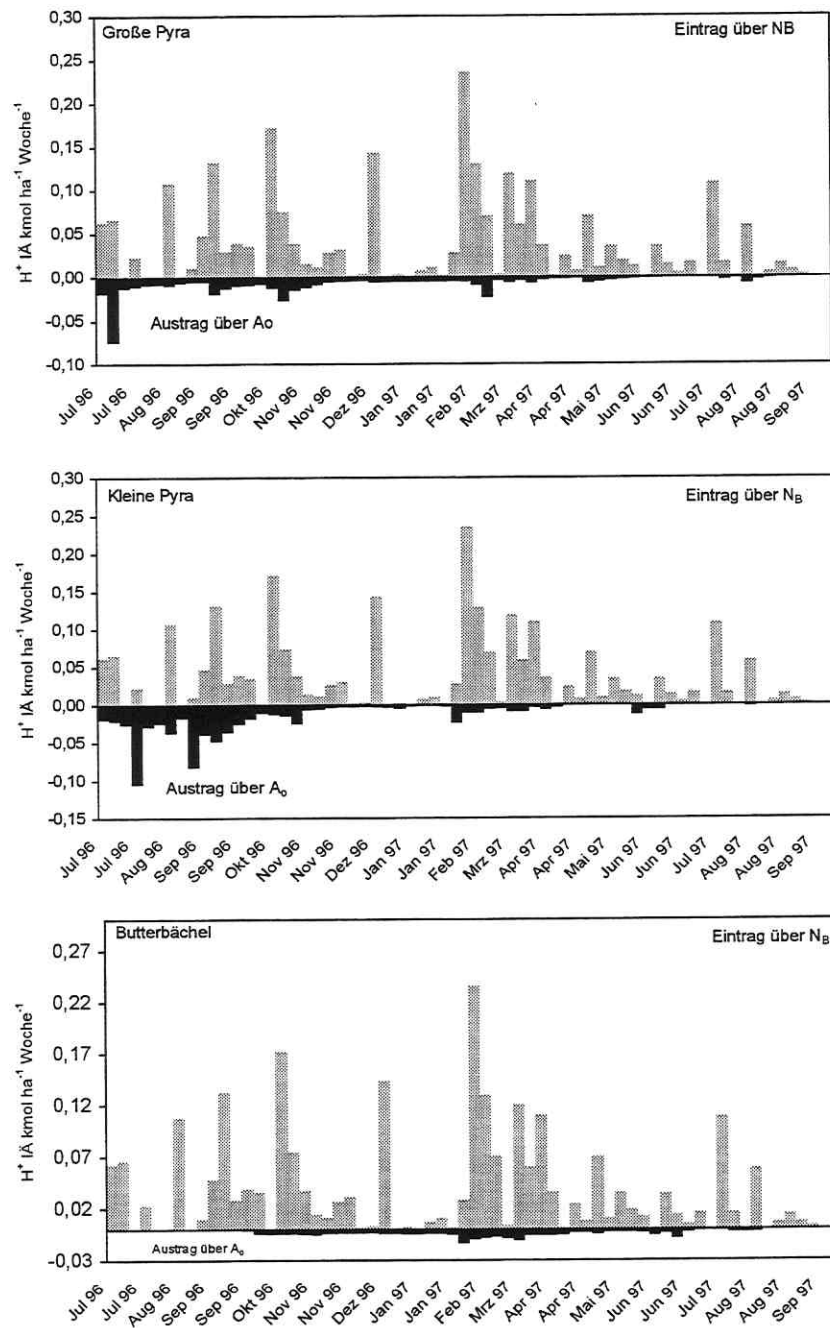


Abb. 5-33 Protonenbilanz für das Gesamteinzugsgebiet berechnet aus den pH-Werten des Niederschlags und des Oberflächenwassers

Die Protonenbilanz auf wöchentlicher Basis zeigt, daß Protoneneintrag und -austrag nicht nur eine Funktion des Wasserflusses ist. Vielmehr ist ein komplexes Zusammenspiel von Bodendurchfeuchtung (Mobilisierung von austauschbaren H^+ -Ionen) und temperaturgesteuerter biotischer Aktivität (erhöhte Mineralisierungsraten, verstärkte Abgabe von H^+ -Ionen) zu vermuten (vgl. MATZNER 1988 zur Interpretation von Zeitreihen der Bodenlösung). Folglich schwanken die Pufferkapazitätenzeitvariabel erheblich. Somit gehen hohe Säureeinträge nicht immer auch mit einem entsprechend hohem Austrag einher (Abb. 5-33).

Tab. 5-12 Protoneneintrag und -austrag der Einzugsgebiete HJ 1996/1997

	Große Pyra	Kleine Pyra	Butterbächel
Fläche (ha)	548	13	22
Eintrag			
(N_B) ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)	1,61	1,61	1,61
(N_B) ($kg\ EG^{-1}\ a^{-1}$)	882,3	20,9	35,4
(N_F) ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)	0,95	0,95	0,95
(N_F) ($kg\ EG^{-1}\ a^{-1}$)	520,6	12,4	20,9
($N_B - N_F$) ($kg\ EG^{-1}\ a^{-1}$)	361,7	8,6	14,5
Austrag			
(A_o) ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)	0,37	0,69	0,25
(A_o) ($kg\ EG^{-1}\ a^{-1}$)	204,7	9,0	5,5
% ($kg\ EG^{-1}\ a^{-1}$)	100	4,4	2,7
% der Fläche	100	2,4	4,0
% A_o von N_B	23,2	42,8	15,4
($A_o - N_B$) ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)	1,24	0,92	1,36

EG = Einzugsgebiet

In den Stoffbilanzen für das hydrologische Jahr 96/97 lassen sich drei Gruppen von Bilanzmustern beobachten (Abb. 5-35):

- Atmosphärischer Eintrag ist deutlich geringer als der Austrag (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , Mn^{4+} , Al^{3+} , SO_4^{2-} und $[K^+]$; negative Bilanz)
- Atmosphärischer Eintrag ist geringfügig niedriger, höher oder gleich dem Austrag (NO_3^- und Cl^- ; ausgeglichene Bilanz)
- Atmosphärischer Eintrag ist deutlich höher als der Austrag (H^+ und NH_4^+ ; positive Bilanz)

Stoffe mit negativen Bilanzen (Eintrag < Austrag) sind vorwiegend Kationen, die aus den Pufferungsprozessen der Kationenfreisetzung stammen. Ebenso sind die hohen Austräge von Aluminium, Eisen und Mangan auf versauerungsbedingte Pufferungsprozesse geogener interner Quellen zurückzuführen. Generell gilt dies auch für Kalzium, Magnesium und Natrium (LIKENS & BORMANN 1995, ELLENBERG et al. 1986, FORSIUS et al. 1995). Die Werte für diese Kationen im Untersuchungsgebiet übersteigen die von KRAM et al. (1997) im Lysina-Einzugsgebiet ermittelten Werte um den Faktor 1,5 - 5. Insbesondere Natrium kann als gesteinsbürtiges Element aus Na-Feldspäten (Albit) der Granite angesehen werden. Die Austräge von Natrium im Untersuchungsgebiet sind somit nicht, wie von LIKENS & BORMANN (1995) für NE-USA oder FORSIUS et al. (1995) für Finnland berichtet, zum Eintrag relativ klein, sondern übersteigen diesen maximal um das Vierfache. Da in den Oberboden eingetragene atmosphärisch deponierte Nährstoffe schnell in die Biomasse eingebaut werden und nur bedingt der Auswaschung unterliegen, rühren die ausgetragenen Kationen vor allem aus den Pufferungsprozessen (Verwitterung) im Unterboden. Kalzium und Magnesium können zudem aus Bodenschutzkalkungen stammen. Die kalkungsbedingt eingetragenen Kationen können nicht schnell in die Biomasse aufgenommen werden und gelangen daher über das Sickerwasser (präferentiellen Fluß) oder Oberflächenabfluß in die Vorflut.

Die Art der Einbindung der Stoffe mit scheinbar ausgeglichener Bilanz in den biogeochemischen Kreislauf ist sehr verschieden. So lassen die Unterschiede des Kaliumeintrages und -austrages im Freiland und im Bestand auf „leaching“-Effekte im Kronenraum und einen verstärkten Austrag aus dem Boden schließen. Kalium besitzt demzufolge eine negative Netto-Bilanz. Die hohen Einträge über die Kronentraufe zeigen die hohe Mobilität von Kalium und, daß auch die Krone als interne Quelle fungieren kann. Das selbe gilt im geringeren Umfang auch für Mangan.

Der Eintrag von Sulfat wird durch den Austrag ebenfalls weit übertroffen (negative Bilanz). In den Böden des Westerzgebirges fand vermutlich bis zum Nachlassen der Immissionen Anfang der neunziger Jahre eine volle Auslastung der Speicherkapazitäten aufgrund höchster Eintragsraten statt. Trotz des stetigen Nachlassens der Immissionen verblieben die Austragsraten auf einem hohen Niveau. Ganz ähnliche Beobachtungen wurden auch im Solling gemacht. In den 70er Jahren traten hohe Sulfatspitzen in den Bodenlösungen auf, die auf eine erschöpfte Adsorptionskapazität hinwiesen. Seit 1978 fungiert der Boden als Quelle infolge nachlassender Einträge (WESSELINK et al. 1994), wie es auch aktuell im Untersuchungsgebiet zu beobachten ist.

Der Sulfataustrag im Einzugsgebiet Butterbächel und Große Pyra beträgt ca. das Zwei- bis Dreifache des Eintrages und liegt damit über dem von BALÁZS (1988) ermittelten Verhältnis von 1,8 für das Untersuchungsgebiet Krofdorf, Hessen. Die Einbeziehung der gespeicherten Sulfatmengen in die Bilanzierung zeigt, daß die Differenz zwischen jährlichem Ein- und Austrag, also der Verlust an Sulfat, ungefähr der mobilisierbar gespeicherten Sulfatmenge in den EG Große Pyra und Butterbächel entspricht. Der gesamte gespeicherte Sulfatvorrat ist doppelt so groß (Abb. 5-34). Für die Moore zeigt sich ein wesentlich höherer Anteil des mobilisierbaren Schwefels bei deutlich geringerem Austrag.

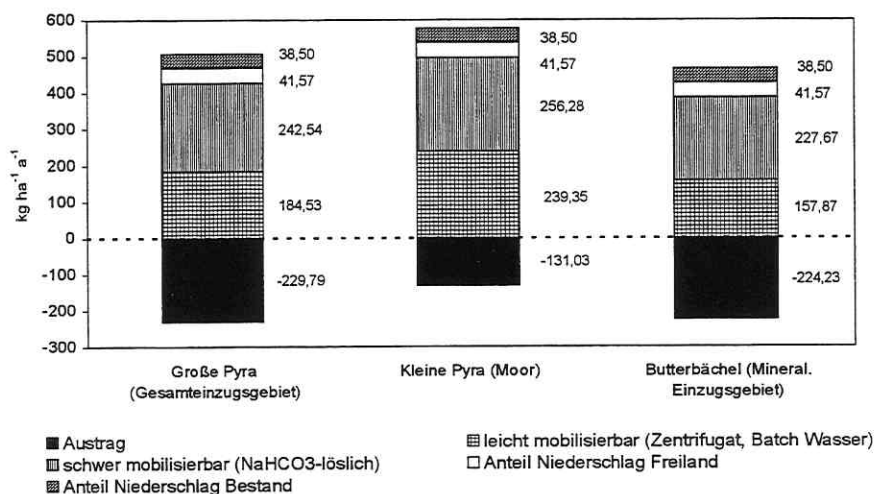


Abb. 5-34 Eintrag, Vorrat und Austrag von Sulfat in den Einzugsgebieten für den Zeitraum 6/96 - 8/97 (zur Berechnung Kap. 3.4)

In Abhängigkeit zu den Redox-Bedingungen können Moore ganz erhebliche Speicher bilden. Hier sind die grundsätzlich verschiedenen Mechanismen der Sulfatrückhaltung in den Einzugsgebieten zu beachten. Verschiedene Untersuchungen zur S-Retention zeigen, daß bis über 77 % des eingetragenen Schwefels im Moor gespeichert werden (EVANS et al. 1997). Dagegen beobachteten KRAM et al. (1997) im Lysina-Einzugsgebiet (Granit, Podsole) für Sulfat eine ausgeglichene Bilanz, während im Einzugsgebiet Pluhuv Bor (Serpentinit) eine um ein Drittel negativere Bilanz festgestellt wurde. EVANS et al. (1997) wiesen in Massenbilanzen in Feuchtgebieten für Sulfat einen vorwiegenden Eintrag von Schwefel über trockene und nasse atmosphärische Deposition und über das Grundwasser nach. Für die DBF Klingenthal wurden über Input-/Outputbilanzen (Zeitraum 1993 - 1995; Sickerwasser) für Sulfat, Kalzium, Magnesium und Aluminium ebenfalls negative Bilanzen in denselben Größenordnungen gefunden (SLAF 1995, 52)

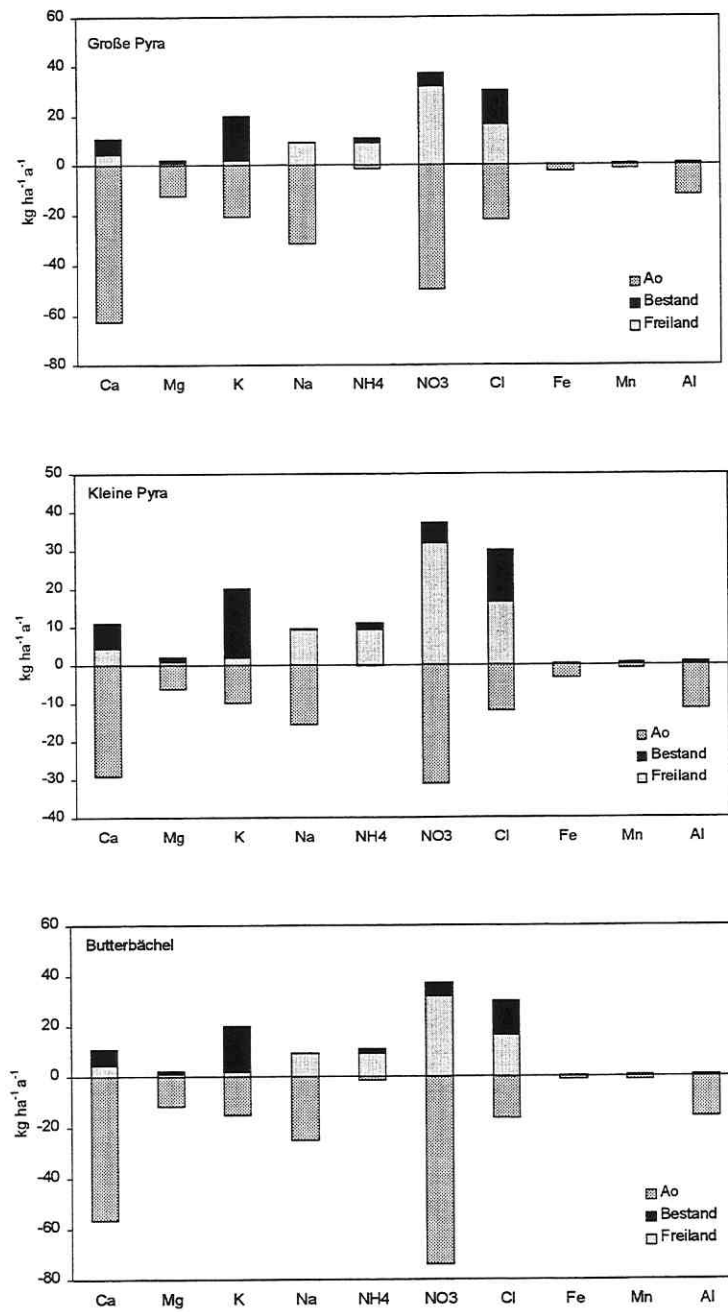


Abb. 5-35 Stoffbilanz der Einzugsgebiete für das HJ 1996/97

Chlorid besitzt eine weitgehend ausgeglichene Bilanz. Es unterliegt im Boden keinen Wechselwirkungen, da der Boden sich wie eine inerte Matrix verhält (ELLENBERG et al. 1986). Die positive Bilanz für Chlorid in den Mooren ist eventuell im Zusammenhang mit den erheblichen Fehlbeträgen im Gebietsabfluß zu sehen. Der generell geringere Austrag der Mehrzahl der Stoffe in Verbindung mit der zu beobachtenden geringeren Gesamtionenstärke im Oberflächenwasser der Kleinen Pyra weist allerdings auch auf den generell geringeren Stoffaustrag durch den Abfluß hin. Für Sulfat, Chlorid und Kalium ist mit einer hohen Variabilität der Stoffflüsse zu rechnen, die erst nach mehreren Jahren einen Trend zeigen können (LIKENS & BORMANN 1995).

Nitrat weist für das Gesamteinzugsgebiet eine weitgehend ausgeglichene Bilanz auf. Im Einzugsgebiet Kleine Pyra wird jedoch Nitrat im geringen Maße zurückgehalten, während im Einzugsgebiet Butterbächel der Nitrataustrag schwach überwiegt. Dagegen zeigt die positive Bilanz von Ammonium die Senkenfunktion des Systems an. Der Austrag von Ammonium über den oberirdischen Abfluß der Großen Pyra und des Butterbächels ist sehr gering. Da bei geringer biotischer Aktivität, also in sauren Substraten unter geschlossenen Beständen, kaum Nitrifikation stattfindet, ist auf eine Speicherung vorwiegend durch den Aufbau von Biomasse im System (bevorzugte Ammoniumaufnahme durch Fichten) zu schließen, wobei auch durch die Pflanzenaufnahme Wasserstoffionen freigesetzt werden (LIKENS & BORMANN 1995, 97). Daher ist Nitrat in Gewässern aus sauren ungedüngten bewaldeten Einzugsgebieten nur in geringen Konzentrationen ($< 14 \text{ mg l}^{-1}$; im Untersuchungsgebiet $< 8 \text{ mg l}^{-1}$) zu beobachten. Kahlschläge, wie auch Kalkungen, können, durch Anregung der biologische Aktivität, jedoch plötzliche Nitrifikationsschübe auslösen und somit die Nitratgehalte kurzzeitig stark erhöhen (REHFUESS 1990). Im Gegensatz zu Schwefel ist mit einem stärkeren organischen Stickstoffaustrag zu rechnen (DOW & DEWALLE 1997), der hier jedoch nicht untersucht wurde. Für die Dauerbeobachtungsfläche Klingenthal wird für Stickstoff eine Speicherung im Humus angenommen (SLAF 1995).

Die Ionenstärke des Niederschlages liegt ungefähr halb so hoch wie die des Abflusses. Im HBEF, New Hampshire, lag die Ionenstärke des Abflusses ($0,2 \text{ meq l}^{-1}$) ebenfalls doppelt so hoch wie die des Niederschlages (LIKENS & BORMANN 1995). Generell nimmt die Ionenstärke vom Niederschlag im Freiland über die Kronentraufe, die Bodenlösung und zum Abfluß in allen Einzugsgebieten hin zu (Abb. 5-36).

Am auffälligsten ist die Entwicklung der Anteile von Sulfat über die Kompartimentebenen. Während im Freilandniederschlag die Äquivalente der Anionen fast gleich verteilt sind, nimmt

der Sulfatanteil durch die immer stärkere Systemüberprägung über die Bodenlösung zum Fließgewässer stetig zu.

Daraus kann geschlossen werden, daß im Verlauf der Bodenpassage besonders gespeichertes Sulfat verstärkt mobilisiert wird, obwohl die Anteile an mobilisierbaren Nitrat und Chlorid ebenfalls hoch sind. Dies fügt sich in die negativen Bilanzen von Sulfat ein. Chlorid tritt zumeist in wenig schwankenden Anteilen auf, im Oberflächenwasser und der Bodenlösung nimmt der Anteil leicht ab. Nitrat und Ammonium werden etwa im Verhältnis 3:2 durch den Niederschlag eingetragen. Während Ammonium in der Bodenlösung und im Abfluß fast gänzlich verschwindet, reduziert sich der Nitratanteil nur geringfügig in der Bodenlösung, steigt aber im Abfluß wieder an.

Die basischen Kationen dominieren in der Reihung $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ \geq \text{Al}^{3+} > \text{H}^+ > \text{Mg}^{2+}$ mit steigender Tendenz in der Bodenlösung und im Abfluß der Einzugsgebiete Große Pyra und Butterbächel (vgl. LIKENS & BORMANN 1995). Dagegen herrschen in den sauren Moorabflüssen der Kleinen Pyra H^+ -Ionen vor. Der hohe Äquivalentanteil von Natrium im Niederschlag, wie auch von Chlorid, weist auf einen hohen Einfluß von salzhaltigen Verbrennungsrückständen der Braunkohle neben dem ebenfalls hohen gesteinsbürtigen Natrium-Anteil in der Bodenlösung und dem Abfluß hin. Eisen und Mangan spielen auf Äquivalenz- und Massenbasis keine nennenswerte Rolle. Das fast vollständige Fehlen von NH_4^+ in der Bodenlösung und im Abfluß deutet vor allem auf dessen Festlegung und im geringeren Maß auf dessen Nitrifikation hin.

Beim Abgleich von Stoff- und Ionenbilanz des Niederschlages und des Abflusses der Kleinen Pyra müßten die geringeren Pufferkapazitäten, durch die pH-Werte des Niederschlages und Abflusses belegt, sich auch in der Protonenbilanz widerspiegeln. Der Austrag von H^+ -Ionen müßte folglich wesentlich höher sein als gemessen. Für diese Unstimmigkeit kann eine erhöhte Evapotranspiration im Kontext einer Restpufferkapazität oder ein Fehler in der Bestimmung des Durchflusses verantwortlich sein.

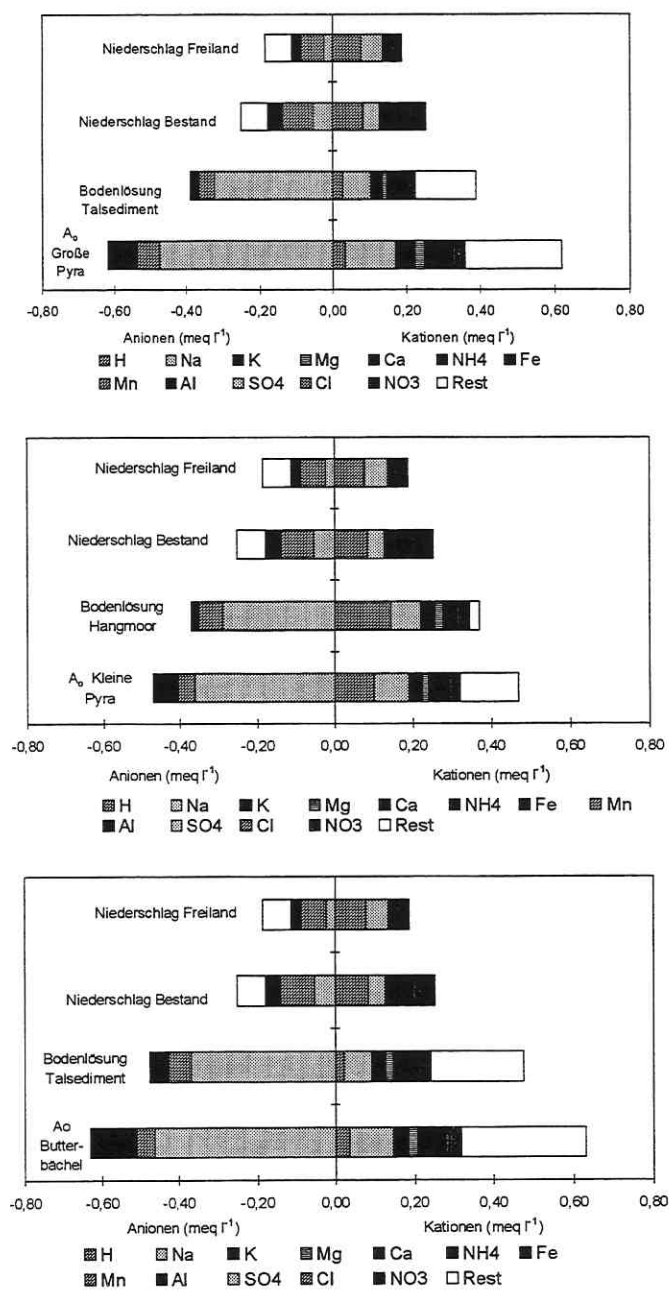


Abb. 5-36 Mittlere Ionenbilanz von Niederschlagswasser, Bodenlösung und Oberflächenwasser für den Zeitraum 6/96 - 8/97

6 DIE ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNG DER SYSTEME

Die Stabilisierung und Wiederherstellung von Funktionen in Forstökosystemen hat Zielstellung, die aus den Anforderungen der Wasser- und Forstwirtschaft sowie des Natur- und Umweltschutzes herrühren. Als Zielgröße für die Forstökosysteme Sachsens wird eine möglichst große Naturnähe angestrebt (SCHWANECKE et al. 1996; vgl. auch SLAF 1995, 20), da Systeme, deren Fließgleichgewicht höchste Naturnähe aufweisen, auch höchste Elastizität, Stabilität und Diversität besitzen (SLAF 1995; FEGER 1993; NEUMEISTER 1989). Unter der Zielsetzung der Sanierung des Einzugsgebiets obere Große Pyra sind folgende Fragen zu klären:

- Wie entwickelt sich das Geoökosystem Einzugsgebiet obere Große Pyra unter der Maßgabe verringerter Einträge von Schwefeloxiden bei leicht steigender Tendenz der Stickoxide?
- Welche Maßnahmen zur Stabilisierung und Regenerierung der Wasserschutzfunktion des Gesamtsystems sind zu ergreifen, um eine hochwertige Wasserversorgung einerseits und eine ökonomisch vertretbare Forstwirtschaft andererseits zu gewährleisten?

Die Vorhersage der Reaktion von versauerten Waldökosystemen auf verminderte Immissionen als maßgeblicher Faktor zur Regenerierung dieser Systeme basiert auf Annahmen, die bisher nur vereinzelt empirisch belegt wurden. Daher sind Szenarien und langfristige Prognosen auf der Grundlage von Modellen mit großen Unsicherheiten behaftet (BASETT 1997; HAUHS et al. 1996; HAUHS 1994; FEGER 1993).

In allgemeinen Modellvorstellungen zur Regeneration von versauerten Systemen (WESSELINK et al. 1994b; Abb. 6-1) nimmt in Phase I unter steigenden Sulfateinträgen bei hohen Einträgen von basischen Kationen deren Konzentration in der Bodenlösung zu, während die Basensättigung zurückgeht. Für das Untersuchungsgebiet ist jedoch davon auszugehen, daß die Einträge an basischen Kationen vor 1990 relativ gering waren (SLAF 1995). Bei nachlassenden Sulfat- und Staubeinträgen (Phase II b) oder bei gleichbleibenden Einträgen von basischen Kationen (Szenario a) sinkt zunächst die Konzentration der basischen Kationen in der Bodenlösung ab (dagegen MEESENBURG et al. 1995), und die Basensättigung stagniert auf niedrigem Niveau aufgrund des Austausches mit Aluminium. Die Basensättigung der Austauscher scheint aber bei 5% stabil. Ab diesem Punkt sichert eine höhere Selektivität des Austauschers den „eisernen Bestand“ (HILDEBRAND 1986). Die Zunahme der Alkalinität

verzögert sich durch die Freisetzung von bevorratetem Sulfat im Boden. Alkalinität stellt sich zunächst im schnellen, oberflächennahen Abfluß ein. Schließlich nimmt die Basensättigung wie auch die Konzentration in der Bodenlösung wieder zu, wenn die Nachlieferung von basischen Kationen gewährleistet ist und austauschbares Aluminium in den Gibbsit-Pool überführt wird. Bei nachlassenden Einträgen von basischen Kationen sinkt besonders die Basensättigung weiter ab. Die chemische Regenerierung des Oberflächenwassers erfolgt erst nach der Wiederherstellung der „Vorversauerungs“-Alkalinität (WESSELINK et al. 1994b, 14; BISHOP & HULTBERG 1990).

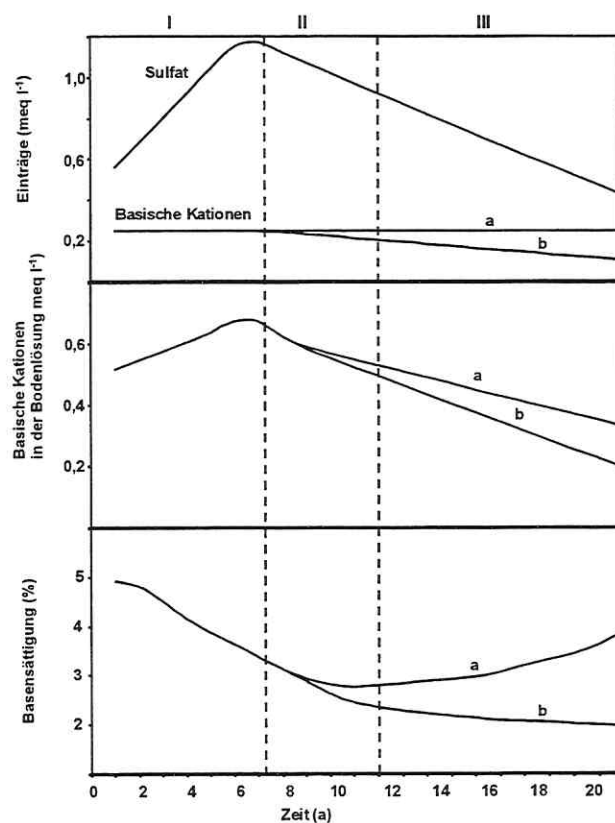


Abb. 6-1 Simulierte Reaktionsstadien in der Bodenlösung (n. WESSELINK et al. 1994b)

Einzugsgebiete reagieren stark differenziert auf Rückgänge der Sulfateinträge in Abhängigkeit zur Pufferkapazität und zu hydrologischen Gegebenheiten (ICP WATER 1992). Besonders die Größe des Sulfatvorrates ist für die Reversibilität von Boden- und Gewässerversauerung von entscheidender Bedeutung. In Einzugsgebieten mit geringen Speicherkapazitäten für Schwefel und Stickstoff kann ein relativ schneller Rückgang bei stark sinkenden atmosphärischen Einträgen erwartet werden. Dagegen weisen Böden mit hohen Sorptionskapazitäten einen langsameren Rückgang der Sulfatwerte in der Bodenlösung auf. Für das Untersuchungsgebiet ist die Retentionskapazität der Böden für Schwefel überschritten. Sie liegt insgesamt niedriger als in den von ALEWELL (1995) untersuchten Böden des Fichtelgebirges. In diesen wurde trotz des hohen Anteils an reversibel gebundenem Sulfat der größte Teil erst bei niedrigen SO_4^{2-} -Konzentrationen in der Bodenlösung freigesetzt (ALEWELL 1995, 124). Die Sorption und Desorption von Sulfat zeigt im Unterboden einen deutlichen Hysterese-Effekt, d.h. die Prozesse der Adsorption sind nicht vollständig durch Desorption reversibel (ALEWELL 1995, 84).

Einen verzögerten Rückgang der Sulfatgehalte im Wasser als Folge sinkender Gehalte im Niederschlag beobachten DRISCOLL et al. (1989) sowie LIKENS et al. (1996) für den HBEF, NE-USA und KRAM et al. (1997) für das Lysina-Einzugsgebiet. Eine Steigerung des pH-Wertes im Niederschlag und Oberflächenwasser des HBEF trat jedoch nicht auf, da gleichzeitig auch ein Rückgang der Einträge von basischen Kationen bei gleichbleibendem Stickstoffeintrag und konstanter Verwitterungsrate zu verzeichnen war. DILLON et al. 1987 (zit. in DRISCOLL et al. 1989) konnten in einem kanadischen See Versauerung bei sinkenden Sulfateinträgen feststellen, da gleichzeitig die Einträge an basischen Kationen weitaus stärker zurückgingen. ROBSON & NEAL (1996) fanden jedoch keinen Trend der Sulfatgehalte in der 10-jährigen Zeitreihe im Plynlimon-Gebiet, Wales sondern es überwogen die klimatisch bedingten Schwankungen. Auch wurde kein Rückgang der basischen Kationen beobachtet. Dagegen war eine Zunahme der DOC-, Iodid- und Bromid-Gehalte zu verzeichnen, wie auch aus anderen Teilen Großbritanniens berichtet wird.

Unter dem Szenario der stetigen Emissionsminderung ist zunächst jedoch nicht davon auszugehen, daß die versauerten Einzugsgebiete im Westerzgebirge sich kurz- bis mittelfristig selbst regenerieren werden. Grundsätzlich ist jedoch mit DISE et al. (1994, 389) davon auszugehen, daß der Wechsel in der biotischen Reaktion eines Ökosystems durch saure Niederschläge bei zurückgehenden Einträgen umkehrbar ist. Die Langzeit-Hysterese im Wasser läßt jedoch vermuten, daß die Regenerierung nur langsam abläuft. Einige Modelle

gehen von einer Regenerationsdauer von einem Jahrhundert bei einer Emissionsverminderung von 50 % aus, um den Vorversauerungsstand zu erreichen (SKEFFINGTON & BROWN 1992, zit. in BISHOP & HULTBERG 1995; DISE et al. 1994). Für den HBEF schätzen LIKENS et al. (1996), daß im Herbst 1999 der Hubbard Brook aufgrund sinkender Säureeinträge wieder eine positive Alkalinität zeigen wird und damit den vermuteten Stand der 50er Jahre erreichen wird. In drei Gebieten, in Galloway (Schottland), am Muskoka Lake (Canada) und in Südnorwegen, konnte bei einem Rückgang der atmosphärischen Sulfatfrachten um 30 % lediglich in Schottland eine Steigerung des pH-Wertes im Seewasser beobachtet werden. Unter steigenden NO_x -Einträgen ergab sich kein positiver Effekt in den anderen Seen (ICP WATER 1994).

Die Simulation unterschiedlicher Depositionsszenarien in Südnorwegen (RAIN = Reversing Acidification in Norway) zeigt, daß eine Änderung der Depositionsbedingungen innerhalb von wenigen Jahren auch einen Wechsel im Chemismus der Oberflächenwässer in sensiblen Einzugsgebieten bedingt. Zu einem Anstieg des pH-Wertes kam es jedoch nicht, da gleichzeitig der Austrag von organischen Säuren aus Mooren zunahm (WRIGHT et al. 1988). Ganz ähnliche Beobachtungen auf mineralischen Böden und bei 10-fach geringeren Sulfatgehalten im Boden machten BISHOP & HULTBERG (1995) und GIESLER et al. (1996) im Gårdsjön-Dach-Experiment. Nach zweieinhalb Jahren Beregnung mit fast reinem vorindustriellen Niederschlag sanken in der Bodenlösung die Sulfat-Konzentrationen und die Aluminium-Konzentrationen. In den organischen Auflagen sank schon nach drei Monaten die Sulfat-Konzentration in der Bodenlösung (GIESLER et al. 1996). In demselben Einzugsgebiet wurde die Sulfatdeposition durch Kahlschlag des Fichtenbestandes halbiert. Die Folge war eine Reduktion der Sulfat-Konzentrationen im Oberflächenwasser um die Hälfte innerhalb von zwei Jahren. Zudem stieg der pH-Wert von 4,3 auf 4,7 und verblieb während der nächsten 5 Jahre auf diesem Niveau. Dies zeigt, daß eine rapide Regenerierung möglich ist, auch wenn für den pH-Anstieg andere Prozesse neben der Sulfatreduktion verantwortlich sind (BISHOP & HULTBERG 1995, LIKENS & BORMANN 1995).

Die Rolle der DOC bei der Regenerierung von chronisch versauerten Mooren ist unklar. In W-Tschechien wurde in einem Moor ein Rückgang der Sulfatkonzentrationen um 50 %, ein Anstieg der pH-Werte von 3,3 auf 3,8 und ein stark schwankender DOC-Gehalt ohne Trend (1992 - 1997) beobachtet. Jedoch wurde experimentell nachgewiesen, daß unter dem Szenario zurückgehender Sulfateinträge organische Anionen der DOC einen hohen Anteil am Versauerungsstatus einnehmen, ein entscheidender Anteil an der Regenerierung von

versauerten Wässern ist jedoch auszuschließen (HRUSKA et al. 1997). Die Reaktion biotischer Aktivität und Produktion von organischen Anionen auf den Eintrag saurer atmosphärischer Depositionen ist jedoch nicht eindeutig geklärt (REHFUESS 1990, 247; HEMOND 1994; BELOTTI 1989; CHANG & ALEXANDER 1984).

Die Übertragbarkeit dieser Untersuchungen auf das Untersuchungsgebiet ist grundsätzlich möglich, weil besonders die Untersuchungen in Skandinavien auch auf sehr sauren Ausgangsgesteinen in organischer Umgebung stattfanden. Dabei sind folgende Aspekte zu berücksichtigen.

- Ein Rückgang der Emissionen ist grundsätzlich auch im Untersuchungsgebiet zu verzeichnen, doch spielten im Erzgebirge - im Gegensatz zum Tiefland - die Einträge von basischen Stäuben eine untergeordnete Rolle.
- Mögliche Auswirkungen sind noch geringfügig, da es eine Persistenz der durch hohe Immissionen ausgelösten Prozesse und gespeicherten Stoffe gibt. Außerdem findet vor allem eine Verminderung der Einträge von Sulfat statt, das als chronisch versauernder Stoff bei großen gespeicherten Mengen gilt. Dagegen ist eine steigende Tendenz bei der Immission von Stickstoff zu beobachten, das stärker für akute Versauerung verantwortlich ist.
- Die Einwirkung hoher und später nachlassender Immissionen auf die DOC-Dynamik ist noch weitgehend offen. Insbesondere die Frage, wie sich die Wiederherstellung des Vorversauerungsstandes auf der anorganischen Seite (Abbau der Schwefelvorräte, Erhöhung der Basensättigung) auf die DOC-Dynamik auswirken wird, ist bisher nicht geklärt.

Der Versauerung entgegenwirkende Maßnahmen - d. h. Steigerung der Alkalinität und pH-Werte - in bewaldeten Einzugsgebieten umfassen Kalkung, Veränderung der Baumartenzusammensetzung und andere forstliche Maßnahmen (KREUTZER 1994).

Gezielte Eingriffe in die Forstökosysteme, wie Bodenschutzkalkungen, haben die Stabilisierung und Regenerierung dieser Systeme zum Ziel. Insbesondere der Aufbau von "inaktiven" Humusdecken soll verhindert und der Nährstoffentzug durch Stammholznutzung kompensiert werden (FEGGER 1993). Die Effekte von Kalkungsmaßnahmen auf den Boden, besonders den Oberboden, sind ausführlich beschrieben. Dagegen sind die Effekte von Kalkungen auf die Qualität von Grund- und Oberflächenwasser allgemein weniger gut untersucht.

Insbesondere in den skandinavischen Ländern war die Kalkung zunächst von Fischgewässern und später auch von anderen Oberflächenwasser schon sehr früh aktuell. Die Untersuchungen von BISHOP & HULTBERG (1995) an einem stark versauerten See in Mittelschweden zeigten Erfolge der Kalkung des Einzugsgebietes. Der von 6,5 auf 4,5 gesunkene pH-Wert stieg wieder an, und es stellte sich wieder biotische Aktivität ein. Dagegen herrschten in den Bächen dieses Einzugsgebietes weiterhin pH-Werte unter 4,5 vor. Für Deutschland weisen beispielsweise KATZSCHNER & FIEDLER (1987) auf die Möglichkeit der Kalkung zur Sicherung der Trinkwasserqualität für „bestimmte“ (= versauerte) Wassereinzugsgebiete hin. Die abnehmend tiefengreifende Wirkung der durch Bindung in der Auflage sowie die Abhängigkeit vom bodenhydrologischen Zustand relativieren allerdings den Effekt von Bodenschutzkalkungen auf die Gewässerqualität (KREUTZER 1994). Die Kalkung von Wassereinzugsgebieten ist zudem mit Gefahren für die Wasserqualität verbunden. Es besteht das Risiko einer erhöhten Nitrifikation und Mobilisierung von Schwermetallen (KREUTZER 1994) sowie einer Erhöhung der Säurebelastung des Unterbodens durch gesteigerte Mineralisation und Produktion niedermolekularer organischer Säuren (FEGER 1993, 198). So rät REHFUESS (1990), in den Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren die Stickstoffdüngung und die Einbringung von leichtlöslichen Kalzium- und Phosphor-Düngern zu vermeiden. Dagegen empfahl FIEDLER (1975) noch eine Harnstoff-Düngung von Fichtenbeständen in Wassereinzugsgebieten. Kalkungsmaßnahmen versprechen jedoch nur dann Erfolg, wenn eine gleichzeitige Reduzierung der atmosphärischen Deposition erfolgt (DISE et al. 1994, 389).

Im Untersuchungsgebiet wurden seit den katastrophalen Waldschäden der 80er Jahre regelmäßige Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Schon in den 50er Jahren wurden lokal Stickstoffdüngungen vorgenommen.

Für die Gewässer des Untersuchungsgebiets sind zunächst keine negativen Konsequenzen der erfolgten Bodenschutzkalkungen zu verzeichnen. Weder traten erhöhte Schwermetallmobilisierungen auf, noch waren erhöhte Stickstoffwerte zu beobachten. Andererseits kam es nicht zur deutlichen Anhebung der pH-Werte der Gewässer. Besonders das einbruchartige Absinken der pH-Werte (pH-Schocks) tritt auch nach langjährigen Bodenschutzkalkungen noch auf. Dies schließt jedoch die Möglichkeit von positiven oder negativen Effekten der Bodenschutzkalkungen auf die Gewässerqualität nicht aus. Bodenschutzkalkungen sind demnach mit gebotener Vorsicht (Monitoring) fortzusetzen, da

sie zur langfristigen Stabilisierung des Gesamtsystems (biotisch und abiotisch) führen (vgl. SLAF 1995).

Die Baumarten beeinflussen die Alkalinität des Wassers erheblich durch unterschiedliche Filtereffekte, Speicherkapazität für organischen Stickstoff und Schwefel sowie unterschiedlichen Einbau von Stickstoff in die Biomasse (KREUTZER 1994). Von FEGER (1993) wird besonders die Nutzung des höheren Basenangebotes im Untergrund durch tiefwurzelnde Baumarten (Tanne und Buche, "Basenpumpe"), der Aufbau günstigerer Humusformen und deren geringeres Windwurfrisiko hervorgehoben. Wegen der höheren Stabilität ist der Waldumbau in Laubmischwälder schon länger eine Forderung der auf Nachhaltigkeit bedachten Forstwissenschaft (SCHWANECKE et al. 1996). Mittelfristige Erfolge durch Waldbaumaßnahmen können jedoch nur erreicht werden, wenn vorwiegend subkutaner Abfluß und geringe Pufferungskapazitäten vorherrschen.

Waldumbaumaßnahmen im Untersuchungsgebiet beschränkten sich bisher auf die Wiederaufforstung von Rauchschaden- und Windwurfflächen. Neben der von WEIHS (1993) geschilderten Problematik der Kulturbegründung im Harz scheinen jedoch jüngere Waldumbauprojekte durch Einbringung der Buche und der Weißtanne im Bereich der DBF Klingenthal erste Erfolge zu erzielen. Die Zielbestockung für das Untersuchungsgebiet ist Fichtenbergwald mit Eberesche in den oberen Lagen und der Fichten-Bergmischwald mit Buche und Feldahorn in den unteren Lagen. Der Umbau in Fichten-Bergmischwaldtypen und Buchen-Nadelbaumtypen muß für die Gewässerqualität hoch eingeschätzt werden, da sich dadurch die Interzeptionsdeposition verringern wird, Nährstoffkreisläufe geschlossen werden können und bei ausreichender Belichtung die Bodenqualität sich verändern wird. Selbst die Ausbildung von Grasdecken ist positiv einzuschätzen, da sie Nährstoffe speichern und im System halten (SLAF 1995). Trotz der ersten Erfolge von Waldumbauprojekten wird die Fichte langfristig die dominierende Baumart im Westerzgebirge bleiben, mithin sind bei der jetzigen Planung auch kaum positive Effekte der Waldumbaumaßnahmen im Untersuchungsgebiet auf die Oberflächenwasserqualität zu erwarten.

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die landschaftsökologischen Zusammenhänge zwischen den Komplexen Eintrag, Speicherung/Freisetzung und Austrag werden unter dem Gesichtspunkt räumlicher und zeitlicher Variabilität der Qualität des Oberflächenwassers sowie pedologischer Ausstattung in den Einzugsgebieten diskutiert. Die Beurteilung der zukünftigen Entwicklung erfolgt auf der Basis der ermittelten Daten und vor dem Hintergrund der Nutzungsansprüche von Wasser- und Forstwirtschaft.

Der Chemismus der Freilandniederschläge ist typisch für die durch atmogene Einträge belasteten Hochlagen. Neben der chronischen Belastung durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen sind episodische Versauerungsschübe prägend für den Stoffeintrag in die Einzugsgebiete. Durch die Passage des Kronenraumes erfährt der Freilandniederschlag eine deutliche Veränderung. In der Kronentraufe ist die Anreicherung für alle Stoffe durch zwei Mechanismen zu beobachten. Die höheren Frachten von Sulfat, Chlorid und Protonen sind vor allem auf die Interzeptionsdeposition (Auskämmeffekt) zurückzuführen. Die extremen Anreicherungsraten von Kalium und Mangan, ferner von Kalzium und Magnesium, sind dagegen durch Pufferungsprozesse bei der Interaktion zwischen Wasserfilmen auf der Oberfläche der Nadeln und den Nadeln selber bedingt. Diese Prozesse sind für die Gesamtbilanzierung der Systeme im ersten Fall als tatsächlicher Eintrag zu werten, während bei der Abpufferung nur ein interner Umsatz stattfindet. Unter der Annahme starker Abpufferungsprozesse in der Krone ist der Brutto-Protoneneintrag wesentlich höher einzuschätzen, als die pH-Werte der Kronentraufe (Nettoeintrag) es vorspiegeln. In der Gesamtbilanzierung ergibt der Prozeß des „leaching“ nur eine Verschiebung der Protonen und basischer Kationen im internen Kreislauf. Beiden Prozessen in der Krone ist aufgrund der weitgehenden Bewaldung des Untersuchungsgebietes eine große Bedeutung beizumessen.

Klare empirische Verbindungen bestehen zwischen atmosphärischer Deposition und deren indirekten bodengebundenen Effekten auf aquatische Ökosysteme (HAUHS 1994). Der Einfluß der Deposition auf die Hydrosphäre tritt auch im Untersuchungsgebiet erkennbar in Erscheinung. So kann eine klare Trennung zwischen über den Luftpfad eingetragenen Schadstoffen und solchen, die infolge von Pufferungsprozessen freigesetzt wurden, vollzogen werden. Daraus resultieren relativ geringe Konzentrationen der Stoffe aus atmosphärischer Deposition im Oberflächenwasser, während für durch Pufferung freigesetzte Stoffe wie Aluminium oder Mangan hohe Konzentrationen zu verzeichnen sind. Neben dem stofflichen Eintrag ist jedoch auch der starke Einfluß des Wasserhaushaltes für

die Stoffdynamik in den Oberflächenwässern entscheidend. Besonders deutlich wird dies an der Entwicklung der pH-Werte im Untersuchungsgebiet. Die massiven Einbrüche der pH-Werte („pH-Schocks“) treten stets im Zusammenhang mit einem hohen Wasserdargebot auf. Die bei ausreichend großen Regenereignissen in die Bäche eintretenden Wässer stammen vorwiegend aus dem Zwischenabfluß, der relativ schnell wirksam wird. Die Bildung des Zwischenabflusses geht aufgrund ungünstiger Infiltrationsbedingungen durch verdichtete Basislagen („Harter Brand“) oder dichten Granitzersatz schnell und im großen Umfang vor sich. Ein kleinerer Teil der gefallenen Niederschläge ist bei bestimmten hydrologischen Situationen auch als Oberflächenabfluß wirksam. Der Übertritt in das Oberflächenwasser wird scheinbar durch die zwischengeschalteten gröber texturierten Talsedimente nicht behindert.

Die bei Schneeschmelze freigesetzten Wässer sind dann besonders versauerungswirksam, wenn wenig gealterte Schneedecken schnell abtauen, wie es beispielsweise bei Regenniederschlag auf jungen Schnee im Untersuchungsgebiet der Fall war. Klimatische Einflüsse machen sich besonders über die Steuerung der biotischen Aktivität in den weit schwankenden Nitrat-Konzentrationen der Oberflächenwässer und Bodenlösungen bemerkbar.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, daß sich die untersuchten Einzugsgebiete im Westerzgebirge wie Großlysimeter verhalten, d.h. der oberirdische Abfluß entspricht weitgehend dem Gesamtabfluß. Der nicht an den Abfluß gebundene gasförmige Austrag (Votalisation) aus dem Untersuchungsgebiet wird vernachlässigt, da er für die Dynamik der hauptsächlich betrachteten Stoffe (besonders Schwefel) nur eine nachgeordnete Rolle spielt. Durch den Charakter eines Großlysimeters („Modellandschaft“) kann eines der grundsätzlichen Probleme der geographischen Umweltforschung - die Heterogenität von Untersuchungsgebieten - näherungsweise gelöst werden. Die erfaßten Qualitäten des Oberflächenwassers stellen nämlich das Integral aller heterogen in den Einzugsgebieten ablaufenden Prozesse dar. So zeichnet sich die verstärkte Aluminium-Mobilisierung in den Bodenlösungen ziemlich deutlich auch in den korrespondierenden Oberflächenwässern ab. Daraus kann geschlossen werden, daß für diese Prozesse die gewählten Standorte eine hohe Repräsentanz für das gesamte Einzugsgebiet besitzen. Konsequenterweise können Eigenschaften dieser Standorte auf das jeweilige Einzugsgebiet übertragen werden. Die am finalen Ausfluß beobachtete Stoffdynamik kann also als Kontrolle für die im zugehörigem Einzugsgebiet beobachteten Prozesse und deren Flächenrelevanz genutzt werden.

Die pH-Werte von Boden und Bodenlösung stützen die Vorstellung eines höheren Puffervermögens im Unterboden. Inwieweit die Pufferbereiche im Sinne von ULRICH (1981)

zutreffen, bleibt unklar. Die Vorstellung einer flächenhaft verbreiteten Versauerungsfront ist nicht zwingend. Im Untersuchungsgebiet generiert sich das Oberflächenwasser während "pH-Schocks" vorwiegend aus dem Reaktionsraum oberhalb der verdichteten basalen Fließerden oder in den Mooren oberhalb der tertiären Granitzersatzdecke. Im Untersuchungsgebiet kommen die durch basale Fließerden nach unten abgedichteten Lockergesteinsdecken in Hang- und Hochflächenbereichen als versauerte mineralische Reaktionsräume in Frage. Die langsamen Sickerwasserbewegungen werden von subkutanen Lateralflüssen überlagert. Die vorherrschenden Lateralflüsse treffen erst in mächtigeren Hangfußdecken und konsequent in den mächtigen Talverfüllungen auf tiefgründige Reaktionsräume, die über entsprechende Pufferkapazitäten verfügen. Die Reaktionsräume mit höheren Pufferungskapazitäten sind für die Masse des im Hochwasserabfluß eingehenden schnellen Interflow-Wassers substratbedingt jedoch nicht erreichbar. Nur der Basisabfluß wird durch Grundwasser mit etwas höheren pH-Werten aus diesen tiefgründigeren Lockergesteinen oder aus dem tieferen Untergrund gebildet. Für den oberen Reaktionsraum in den Lockergesteinsdecken ist anzunehmen, daß die - wie von FEGGER (1993) beschrieben - aus periglazialen Hangschuttdecken gebildete Bodendecke prä- und synsedimentär durch Bodenbildung sowie postsedimentär durch anthropogene Übernutzung eine massive Versauerung erfahren hat. Neuzeitliche Säureeinträge trafen also auf vorindustriell an Basen stark verarmten Lockergesteinsdecken.

Der fehlende Zusammenhang zwischen Aluminium und Sulfat in Zentrifugaten und Batch weist auf Retentionsmechanismen hin, die ohne die Ausfällung von Aluminium-Sulfat-Salzen funktionieren. Hier ist besonders an die organische Bindung für die Oberböden und die Adsorption/Desorption im Unterboden zu denken. Die periodischen Schwankungen der Aluminium-Konzentrationen in der Bodenlösung und im Oberflächenwasser scheinen von der biotischen Aktivität gesteuert. Es ist somit davon auszugehen, daß Aluminium vorwiegend in organischen Bindungen vorliegt oder anderweitig über die biotische Aktivität freigesetzt wird. Für Nitrat und Aluminium ist folglich eine durchweg schwache positive Korrelation zu beobachten, was für Sulfat und Aluminium nicht zutrifft. Sulfat zeigt insgesamt nur eine geringe Schwankungsbreite.

Eine andere hydrogeologisch-geochemische Situation findet sich in den Mooren. Diese sind in abgedichteten Hohlformen ausgebildet. Ihr Wasserhaushalt, und damit auch die Moorbildung, resultiert aus der gehemmten Versickerung und einem hohen lateralen Zufluß. Durch diesen erhalten die Moore einen minerotrophen Charakter, d.h. die mineralisch vorgeprägten Wässer unterliegen den im organischen Milieu vorherrschenden Bedingungen. Für die Moore scheint dabei ein vorwiegend organisch orientierter

Speicherungsmechanismus für Schwefel zu wirken. Die Mobilisierung/Festlegung wird durch mikrobielle Aktivität gesteuert, die wiederum vom Wasserstand abhängig ist. Moore besitzen, wie die Bilanzierungen zeigen, ein wesentlich höheres Sulfat-Speichervermögen als die terrestrischen Lockergesteinsdecken. Die höheren DOC-Werte in den Moorwässern (Bodenlösung und Oberflächenwasser) weisen auf die höhere Bedeutung der organischen Substanz bei der Sulfatretention hin. Überhaupt scheint die DOC einen entscheidenden Einfluß auf Protonenkonzentration und elektrische Leitfähigkeit zu haben. Diese Parameter liegen bedeutend höher in der Bodenlösung und im Oberflächenwasser der Moore.

Die Art der Protonendonatoren verschiebt sich über die Kompartimentebenen. Dabei nimmt der Einfluß des Systems, vor allem die Sulfat-Äquivalente, mit zunehmender räumlicher Annäherung an den Vorfluter stetig zu. Im Niederschlag und auch in den durch Zentrifugation und Batch-Versuchen gewonnenen Bodenlösungen zeichnet sich die Beziehung zwischen pH-Wert und Anionen starker mineralischer Säuren deutlich ab. Schon in den Bodenlösungen (Saugkerzen), Zentrifugaten und Batch-Versuchen treten hohe Zusammenhänge zwischen DOC und pH-Wert auf, die vom pH-Niveau abhängig sind. Diese lassen sich auch im Oberflächenwasser beobachten, während die Beziehung zwischen Sulfat, Nitrat und pH-Wert positiv wird. Dies weist auf das Auftreten von Sulfat und Nitrat als neutrale Salze hin, die in Verbindung mit Kalzium und Magnesium als Begleitkationen stehen.

Die Schwankungen des pH-Wertes im Oberflächenwasser und insgesamt geringfügig höhere Werte (relativ zum Niederschlag) weisen auf die Existenz einer geringen Pufferkapazität im Einzugsgebiet hin. Als Säurespeicher sind Oberböden, Moore und teilweise auch Unterböden zu nennen. Die Protonenbilanzierung der Teileinzugsgebiete zeigt, daß die Moore die geringsten Pufferungsraten haben. Sie beträgt nur 75 bzw. 68 % der Pufferungsraten im Gesamteinzugsgebiet bzw. im Einzugsgebiet Butterbächel. Das obere Einzugsgebiet Kleine Pyra liefert einen um den Faktor 2 bis 3 höheren Austrag an Protonen.

Die einfache Bilanzierung der Stoffflüsse gibt Aufschlüsse über das Speicherungsverhalten der Einzugsgebiete. Durch extreme Einträge an gasförmigen Schadstoffen in der Vergangenheit kam es besonders zu einer Auslastung der Sulfat-Speicherkapazitäten. Dabei wurden erhebliche Mengen an Sulfat in den Einzugsgebieten festgelegt. Diese Vorräte unterliegen aber momentan der Aufzehrung. Dabei scheinen die Moore über ein effektiveres Speicherungssystem zu verfügen als die mineralischen Einzugsgebiete. Die Sulfatspeicherung erfolgt vorwiegend in organischen Bindungsformen in den Oberböden und in den Unterböden als Adsorption. Für andere Stoffe wie Kalzium, Magnesium, Natrium, Eisen und Aluminium sind ebenfalls negative Bilanzen zu beobachten, jedoch sind diese

Freisetzungen weniger der Vorratsänderungen des atmosphärisch Eintrags zuzurechnen. Vielmehr handelt es sich um die Freisetzung einer pufferungsbedingten, gesteinsbürtigen Komponente.

Das Zusammenfallen hoher Sulfatspeicherung und geringer Sulfatausträge einerseits sowie niedriger pH-Werte im Abfluß andererseits stützt die Idee der Existenz einer zweiten bedeutenden Gruppe von Protonendonatoren, der organischen Säuren.

Die Sanierung der Hochlagen des Westerzgebirges wird durch Verminderung der Emissionen auf überregionaler Ebene sowie durch Bodenschutzkalkungen und Waldumbau auf lokaler Ebene nur in Kombination aller drei Maßnahmen Erfolg zeigen. Trotzdem zeigen die geringen Effekte der aktuellen Schutzkalkungen auf die Oberflächenwasserqualität, daß nicht mit einer kurz- bis mittelfristigen Regenerierung der Systeme zu rechnen ist. Grundsätzlich muß der gesamte ökosystemare Zusammenhang, der sich in der Problematik der Wasserqualität besonders deutlich zeigt, stärker gegenüber einseitigen Nutzungsansprüchen der Forst- und Wasserwirtschaft in den Mittelpunkt des allgemeinen Interesses gestellt werden.

Die Einrichtung von Sonderbewirtschaftungsgebieten, wie schon am Fichtelberg, die aus dem Zwang zur rentablen Forstwirtschaft entbunden werden (HUBNER 1991), ist dringlich für die Einzugsgebiete der Talsperren zu empfehlen. Die Bereitstellung von Oberflächenwasser aus forstlich genutzten Einzugsgebieten ist stärker als Leistung und Verpflichtung der Forstwirtschaft an die Wasserwirtschaft zu sehen. Dazu ist auch die Sächsische Schutz- und Ausgleichsverordnung (SchAVO) auf die Möglichkeiten von finanzieller Unterstützung von Waldumbau und Schutzkalkungen im Sinne eines "Wald-und-Wasser-Pfennigs" zu prüfen.

Der zukünftige Forschungsbedarf im Westerzgebirge hinsichtlich der Versauerung muß die Rolle der organischen Säuren sowie deren Beeinflussung in der Dynamik durch saure Deposition umfassen. Insbesondere deren Rolle bei nachlassenden Einträgen sowie deren Abhängigkeit von den Faktoren Wasserhaushalt, Standort und Klima sind zu ermitteln.

Die Entwicklung eines ausgedehnten Monitoringsystems mit der Modellierung der zukünftigen Entwicklung der Oberflächenwasserqualität in den Einzugsgebieten der Talsperren wäre für das Westerzgebirge anzustreben. Diese Untersuchung müßte eine systematische Rekonstruktion des Vorversauerungszustandes einschließen. Der bisher bei Sanierungsmaßnahmen angestrebte Vorversauerungszustand muß klarer definiert werden. Grundsätzlich sind Sanierungsziele für Einzugsgebiete aufzustellen und systematisch empirisch zu belegen.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Die bewaldeten Einzugsgebiete der Hochlagen des Westerzgebirges sind von hoher wasser- und forstwirtschaftlicher Bedeutung. Aufgrund der Grundwasserarmut des kristallinen Grundgebirges spielt die Wassergewinnung durch die Sammlung von oberflächennah gebildetem Wassers in Talsperren für die Trinkwasserversorgung von Südsachsen eine bedeutende Rolle. Die Wasserqualität in Talsperren wird im entscheidenden Maße über die Strukturen und Prozesse in den Einzugsgebieten gesteuert. Dabei gelten Rohwässer aus bewaldeten Einzugsgebieten der Mittelgebirgshochlagen als qualitativ hochwertig. Gleichzeitig waren/sind diese Gebiete verstärkt neuzeitlichen, sauren atmosphärischen Einträgen ausgesetzt, die in Verbindung mit geringen Pufferkapazitäten und forstlicher Übernutzung durch Koniferenforste zu erheblichen Beeinträchtigungen der Oberflächenwasserqualität führen. Dies sind Belastungen durch niedrige pH-Werte und hohe Aluminium- und Mangan-Gehalte. Am Beispiel des Einzugsgebiets obere Große Pyra sowie der Teileinzugsgebiete Kleine Pyra (mooriger Charakter) und Butterbächel (mineralischer Charakter) wird gezeigt, welche Bedeutung der zeitliche Verlauf von Ein- und Austrägen sowie der Umsatz in den Einzugsgebieten selbst hat und wie mögliche Maßnahmen zur Stabilisierung dieser Systeme einzuschätzen sind.

Charakteristisch für den Chemismus der Niederschläge sind chronische Belastungen und episodische Versauerungsschübe durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen. Die daraus resultierenden Protonenfrachten für das Hydrologische Jahr 1996/97 betrugen im Freiland $0,95 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im Bestand $1,61 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei Extremereignissen können jedoch erheblich höhere Stoffeinträge stattfinden. So wurden im Februar 1997 ca. $0,25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ H^+ -Ionen innerhalb einer Woche eingetragen. Dies entspricht ca. 15 % der Jahresfracht. Neben den hohen Protoneneinträgen fallen die hohen Anreicherungsraten für Kalium und Magnesium in der Kronentraufe auf, die auf Pufferungsprozesse im Kronenraum zurückzuführen sind.

Die Oberflächenwässer weisen einen einzugsgebietsspezifischen pH-Wert auf. Während die Wässer der Großen Pyra und des Butterbächels im Durchschnitt deutlich über einem pH-Wert von 4,0 liegen, sind für die moorigen Wässer der Kleinen Pyra Werte unter 4,0 zu beobachten. Neben der räumlichen Differenzierung ist eine markante zeitliche Variabilität der pH-Ganglinien festzustellen. Diese „pH-Schocks“ - mit einem Abfall bis zu einer pH-Einheit -

treten stets im Zusammenhang mit einem hohen Wasserdargebot durch Schneeschmelze oder Regenniederschlag auf. Das die niedrigen pH-Werte auslösende Wasser stammt aus dem direkten Oberflächenabfluß und dem schnellen Zwischenabfluß. Dieser besteht vorwiegend aus versauertem Porenwasser, das während Regenniederschlagsereignissen oder bei der Schneeschmelze aus dem versauerten Solum/Wurzelraum gepreßt wird und dem Vorfluter zufließt. Dieser Vorgang wird begünstigt durch die Struktur der Lockergesteinsdecken in den Hangbereichen und Ebenen. Unter dem gut drainierten, skelettreichen Solum folgt eine stark verdichtete basale Lage, der sog. „Harte Brand“, der die Infiltration bei schnellem Lateralabfluß behindert. Nur langsame Sickerwasserbewegungen mit geringen Infiltrationsraten erreichen den tieferen pufferungsfähigen Untergrund. Die Reaktionsräume mit höheren Pufferungskapazitäten sind für die Masse des im Oberflächenwasser eingehenden schnellen Interflow-Wassers substratbedingt nicht erreichbar. Nur der Basisabfluß wird durch Grundwasser mit höheren pH-Werten aus dem tieferen Untergrund gebildet. In Mooren ist eine ähnliche Zweiteilung zu finden. Der Torfkörper besitzt ein hohes Wasserhaltevermögen und eine hohe hydraulische Leitfähigkeit. Die darunterliegenden tonigen Verwitterungsprodukte bilden eine hydrologische Barriere. Der Reaktionsraum Torfkörper ist in geochemischer Hinsicht vor allem durch den starken Einfluß organischer Säuren und einem wesentlich anderen Bindungsverhalten der organischen Austauschermatrix charakterisiert.

Ein positiver Zusammenhang zwischen DOC und Protonenkonzentration einerseits, sowie ein fehlender Zusammenhang zwischen Sulfat, Nitrat und pH-Wert andererseits, weisen auf organische Säuren als hauptsächliche Protonendonatoren im Oberflächenwasser hin. Es konnte nur ein geringer hydrolytischer Effekt von Kationensäuren im Oberflächenwasser beobachtet werden. Dies wiederum läßt auf eine vorwiegend organische Komplexierung von Aluminium, Eisen und Mangan schließen. Das dominierende mobile Anion im Oberflächenwasser ist Sulfat, wenngleich die Belastung insgesamt als vergleichsweise niedrig einzuschätzen ist.

Die ermittelten pH-Werte der Bodenfestphase und der Bodenlösung stützen die Vorstellung eines höheren Puffervermögens im Unterboden. Sowohl pH-Werte als auch eine Fraktionierung der gespeicherten Protonen mit verschiedenen Suspensionsmitteln weisen auf eine hohe potentielle Azidität hin. Die Basensättigungen liegen nicht im Extrembereich. An gedüngten Standorten und unter Buche erreichen die Basensättigungswerte von organischen Auflagen sogar Werte von über 90 %. In allen anderen Bereichen dominiert

jedoch Aluminium die Austauscherbelegung. Die vereinfachte sequentielle Extraktion von Sulfat ergibt eine heterogene Verteilung über die Profiltiefen. Zwar sind die Oberböden und Moore eindeutig Senken für Sulfat, doch fehlt ein eindeutiger Tiefengradient. Auch in den Unterböden sind erhebliche Mengen an Sulfat gespeichert. Für die Mehrzahl der betrachteten Stoffe findet sich dagegen ein tiefenabhängiger Gradient.

Die Art der Protonendonatoren verschiebt sich über die Kompartimentebenen. Dabei nimmt der Einfluß des Systemes mit zunehmender system-prinzipieller und räumlicher Annäherung an das Oberflächenwasser oder den Vorfluter stetig zu. In Bodenlösungen, die durch Zentrifugation und im Batchversuch gewonnen wurden, ist ein positiver Zusammenhang zwischen DOC, Sulfat-, Nitrat- und Protonengehalt zu beobachten. Diese Beziehung weist auf die Existenz von mineralischen und starken organischen Säuren hin. Der ebenfalls positive Zusammenhang zwischen Aluminium, Eisen, Mangan und Protonengehalt deutet auf die pH-gesteuerte Freisetzung und eine daraus folgende Bildung von Kationensäuren hin. In Bodenlösungen, die durch Saugkerzen gewonnen wurden, zeigt sich dagegen, daß nur für DOC ein negativer Zusammenhang zum pH-Wert besteht. Für Sulfat und Nitrat konnte keine Beziehung festgestellt werden. Eine pH-gesteuerte Mobilisierung von Aluminium und dessen Ausbildung als Kationensäure ist ebenfalls zu beobachten. In den Ionenbilanzen der Zentrifugate ist keine Dominanz eines Aniones auszumachen. Vielmehr ist zu beobachten, daß Nitrat und teilweise auch Chlorid einen erheblichen Anteil an der Ionenzusammensetzung hat. Diese Tendenz trifft für die durch Saugkerzen gewonnene Bodenlösung nicht zu. Sie ist eher mit den Oberflächenwässern vergleichbar.

Es deutet sich eine vorwiegend organische Bindung von Aluminium und Sulfat in den Oberböden und Mooren an. Für die mineralischen Unterböden wird Adsorption und Desorption als Retentionsmechanismus angenommen. Hinweise auf die Bildung von Aluminium-Hydroxo-Sulfaten wurden nicht gefunden.

Die Protonenbilanzierung der Teileinzugsgebiete zeigt, daß die Moore die geringsten Pufferungsraten haben. Sie betragen nur 75 und 68 % der Pufferungsraten im Gesamteinzugsgebiet bzw. im Einzugsgebiet Butterbächel. Erhebliche Mengen an Sulfat sind in den Einzugsgebieten festgelegt. Diese Vorräte unterliegen aber momentan der Aufzehrung. Zudem schwankt bei hoher zeitlicher Variabilität die Relation zwischen Protoneneintrag und -austrag in Abhängigkeit zur bodenhydrologischen Situation und Temperatur. Die Massenbilanz weist für die Mehrzahl der Stoffe eine Aufzehrung der Vorräte

auf. Insbesondere für Sulfat ist eine negative Bilanz zu verzeichnen. Der atmosphärische Eintrag wird um das Drei- bis Vierfache überschritten. Dabei ist im Einzugsgebiet Kleine Pyra die höchste Retentionsrate zu beobachten. Die negativen Bilanzen aller anderen Stoffe sind auf geringe atmosphärische Einträge und hohe Freisetzungsraten durch Pufferung zurückzuführen. Für Kalzium und Magnesium sind jedoch Einträge durch Kompensationskalkung anzunehmen. Für die Gesamtsäureeinträge in Form von Protonen und Ammonium ist eine Konsumierung im System festzustellen.

Die Ionenstärke des Niederschlags liegt ungefähr doppelt so hoch wie die des Abflusses. Besonders der Sulfatanteil an der Summe der Anionenäquivalente nimmt durch die immer stärkere Systemüberprägung mit der Tiefe zu. Das fast vollständige Fehlen von Ammonium in der Bodenlösung und im Abfluß deutet auf dessen bevorzugte pflanzliche Aufnahme hin.

Die zukünftige Entwicklung des Einzugsgebietes obere Große Pyra ist unter der Annahme von weiterhin vorherrschenden Fichtenmonokulturen, nachlassenden Schwefeleinträgen und stagnierenden bis leicht steigenden Stickstoffeinträgen "konservativ". Die Aufzehrung der Sulfatvorräte und der damit nachlassende Versauerungseffekt wird vermutlich durch die höhere Bedeutung von Stickstoffverbindungen und besonders durch die persistente Produktion von organischen Säuren kompensiert. Somit ist nicht von einer kurz- bis mittelfristigen Regenerierung aufgrund der veränderten Eintragssituation auszugehen.

Die Sanierung der Hochlagen des Westerzgebirges wird durch Verminderung der Emissionen auf überregionaler Ebene sowie durch Bodenschutzkalkungen und Waldumbau auf lokaler Ebene nur in Kombination aller drei Maßnahmen Erfolg zeigen. Trotzdem deuten die geringen Effekte der aktuellen Schutzkalkungen auf die Oberflächenwasserqualität bereits an, daß nur mit einer langfristigen Regenerierung der Systeme infolge direkter Sanierungsmaßnahmen zu rechnen ist.

9 SCHRIFTENVERZEICHNIS

9.1 SCHRIFTEN

- AG BODEN** (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. verb. u. erw. Aufl., 392 S.; Stuttgart (Schweizerbart. Verl.).
- AGSTER, G. & G. EINSELE** (1986): Geogene und atmogene Einflüsse auf die Beschaffenheit der Grund- und Bachwässer im Schönbuch. - In: EINSELE, G. [Hrsg.]: Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch, 325 - 341, Weinheim (VCH).
- ALEWELL, C.** (1995): Sulfat-Dynamik in sauren Waldböden - Sorptionsverhalten und Prognose bei nachlassenden Depositionen. - Bayreuther Forum Ökologie, **19**, 1-185.
- ALTERMANN, M.** (1998): Gliederung periglaziärer Lagen. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., **86**, 175 - 180.
- ANDRAE, H.** (1994): Stoffeinträge aus der Atmosphäre. - In: MATSCHULLAT, J. & H. HEINRICHS & J. SCHNEIDER & B. ULRICH [Hrsg.] (1994): Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität, 107 - 111, Berlin (Springer)
- ARMBRUSTER, M. & K.H. FEGER & M. GÜLPEN & K. LORENZ & S. RASPE** (1997): ARINUS - In: FEGER K. H. & F. HÄDRICH & K. V. WILPERT: Waldökosystemforschung im Schwarzwald. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellschaft, **82**, 300 - 314
- BALÁZS, A.** (1988): Räumliche und zeitliche Variation der Niederschlagsinhaltsstoffe im Freiland und unter Fichtenbeständen in Hessen.- DVWK-Mitt., **17**, 65-73.
- BALÁZS, A. & H.-M. BRECHTEL** (1991): Acidic precipitation deposition of air pollutants and its influence on the chemical quality of forest spring water in the hessian Highlands. - Mitt.-Bl. d. Hydrogr. Dienstes Österreich, **65/66**, 177 - 181.
- BALÁZS, A. & H.-M. BRECHTEL** (1988): Mangan-, Aluminium- und Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser unter Fichtenaltbeständen der Meßstationen des Wdl-Untersuchungsprogrammes des Landes Hessen.- DVWK-Mitt., **17**, 175-182.
- BALÁZS, A. & H.-M. BRECHTEL & J. ELROD** (1988): Beurteilung der Pufferkapazität bewaldeter Einzugsgebiete in Nordhessen aufgrund der Bachwasserqualität.- DVWK-Mitt., **17**, 227-238.
- BALÁZS, A. & BRECHTEL, H.-M. & FÜHRER, H.-W.** (1992): Saure atmosphärische Niederschlagsdeposition und ihre Auswirkungen auf die chemische Qualität von Quellwasser im Hessischen Buntsandstein-Mittelgebirge. - Forstwiss. Centralblatt, **111**, 3, 156 - 168.
- BASETT, R.L.** (1997): Chemical modelling on the bare rock or forested watershed scale. - Hydrological Processes, **11**, 695 - 717.
- BEIERKUHNLIN, C. & M. WEBER** (1992): Zur Problematik hoher Aluminiumgehalte in Fließgewässern aus den Lehestener Schieferabbaugebiet in Thüringen. - Geol. Bl. NO-Bayern, **42**, 3-4, 205 - 228.
- BELOTTI, E.** (1989): Untersuchungen zur Variabilität und Stabilität von Humusprofilen in Wäldern (unter besonderer Berücksichtigung anthropogenen Säureeintrages), 183 S., Diss., Univ. Hohenheim.
- BENECKE, P.** (1996): Zur Wirkung der Immissionen auf das Sicker- und Grundwasser bewaldeter Standorte. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., **79**, 169 - 172.
- BETSON, R.P. & J. B. MARIUS** (1969): Macropores and water flow in soils. - Water Res. Research, **18**, 1311 - 1325.
- BISHOP, K.H. & H. HULTBERG** (1995): Reversing acidification in a forest ecosystem - the Gårdsjon covered catchment - Ambio, **24**, 2, 85-91.
- BJÄRNBORG, B.** (1983): Dillution and acidification effects during the spring flood of four Swedish mountain brooks. - Hydrobiologia, **101**, 19 - 26.
- BLfW (=BAYERISCHES LANDEAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT)** [Hrsg.] (o. J.): Versauerung von oberirdischen Gewässern in der Bundesrepublik Deutschland. - 20 S., München
- BLUME, H. P.** [Hrsg.] (1992): Handbuch des Bodenschutzes, 2. Aufl., 794 S. Landsberg (ecomod)
- BODEM, M.** (1991): Auswirkungen saurer Depositionen auf das Grundwasser und Stoffbilanz im Buntsandstein Nordhessens. - Forschungsberichte Hess. Forstl. Versuchsanstalt, **14**, 1 - 126.

- BÖTTCHER, G. & H. HEINRICHS** (1994): Wechselwirkungen zwischen Festphasen und Lösungen in Bodenprofilen. - In: MATSCHULLAT, J. & H. HEINRICHS & J. SCHNEIDER & B. ULRICH [Hrsg.]: Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität, 123 - 161, Berlin (Springer).
- BOUMAN, O. T.** (1991): Quantitative Aspekte der Waldernährung in Forststandorten mit Bodenversauerung und anthropogener Immissionsbelastung - dargestellt am Beispiel des Westharzes. - Ber. d. Forschungszent. Waldökosysteme, A, **65**, 1-148.
- BRAHMER, G.** (1990): Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattung und atmogener Einträge. - Freiburger Bodenkundl. Abh., **25**, 1 - 295.
- BRECHTEL, H.-M.** (1988): Stoffeinträge in Waldökosysteme - Niederschlagsdeposition im Freiland und in Waldbeständen. - DVWK-Mitt. **17**, 27 - 52.
- BRECHTEL, H.-M.** (1980): Sozialfunktion des Waldes. - 12 S., Wiesbaden (Landesforstverwaltung)
- BÜCKING, W. & F. H. EVERS & A. KREBS** (1986): Stoffdeposition in Fichten- und Buchenbeständen des Schönbuchs und ihre Auswirkungen auf Boden- und Sickerwasser verschiedener Standorte. - In: EINSELE, G. [Hrsg.]: Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch, 325 - 341, Weinheim (VCH).
- CHANG, F.-H. & M. ALEXANDER** (1984): Effects of simulated acid precipitation on decomposition and leaching of organic carbon in forest soils. - Soil Sci., **138**, 3, 226 - 234.
- CHERNOGAIEVA, G. M.** (1994): Impact of atmospheric precipitation on the sulphate concentration in surface waters of the Eastern European Plain. - IAHS-Public., **219**, 311 - 316.
- CLEAVES, E.T. & A.E. GODFREY & O.P. BRICKER** (1970): Geochemical balance of a small watershed and its geomorphic implications. - Geol. Soc. America Bull., **81**, 3015 - 3032.
- CONRADT, S. & H. KUß & W. KÜCHLER** (1998): Neueste Tendenzen der Luftschadstoffbelastung und Versauerungsentwicklung. - Workshop "Lufthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck, Materialien zur Luftreinhaltung, 33 - 42.
- COSTANZA, R. & R. D'ARGE & R. DE GROOT & S. FARBER & M. GRASSO & B. HANNON & K. LIMBURG & S. NAEEM & R.V. O'NEILL & J. PARUELO & R. G. RASKIN & P. SUTTON & M. V. D. BELT** (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. - Nature, **387**, 253 - 260.
- CRONAN, C.S.** (1994): Aluminum biogeochemistry in the Albion Forest ecosystem: The role of acidic deposition in Aluminium cycling. - In: Effects of Acid Rain on Forest Processes, 51 - 81, London (Wiley).
- CRONAN, C.S. & G.R. AIKEN** (1985): Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. - Geochimica et Cosmochimica Acta, **49**, 1697 - 1705.
- CRONAN, C.S. & W.A. REINERS & R.C. REYNOLDS & G.E. LANG** (1978): Forest floor leaching: Contributions from mineral, organic, and carbonic acids in New Hampshire subalpine forests. - Science, **200**, 309 - 311.
- DÄSSLER, H.-G. & RANFT H.** (1989): Versauern unsere Waldböden? Ergebnisse eines über einen 30jährigen Zeitraum geführten pH-Wertvergleiches im Erzgebirge. - Sozialistische Forstw., **39**, 88 - 89.
- DAHLGREN, R.A. & W.J. WALKER** (1993): Aluminum release rates from selected spodosol Bs horizons: effect of pH and solid-phase aluminium pools. - Geochimica et Cosmochimica Acta, **57**, 57 - 66.
- DEUTSCHMANN, G.** (1994): Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Buntsandsteinuntergrundes eines Waldökosystems im Solling. - Ber. d. Forschungszent. Waldökosysteme, A, **118**, 1-180.
- DEVITO K. J. & A.R. HILL** (1997): Sulphate dynamics in relation to groundwater-surface water interactions in headwater wetlands of the southern Canadian Shield. - Hydrological Processes, **11**, 485 - 500.
- DISE, N. & W. AHLF & G. BRAHMER & B.J. COSBY & J. FOTT & M. HAUHS & I. JÜTTNER & K. KREUTZER & G.G. RADDUM & R.F. WRIGHT** (1994): Group Report: Are chemical and biological changes reversible? - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.](1994): Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future. - Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 375 - 391, London (Wiley).

- DOW, C.L. & D.R. DEWALLE (1997): Sulfur and nitrogen budgets for five forested Appalachian plateau basins. - *Hydrological Processes*, **11**, 801 - 816.
- DRACOS, T. (1980): *Hydrologie*. 194 S., 1. Aufl., Wien
- DREWES, U. & M. BEUBE & F. EHRENBURG (1997): Einwirkungen saurer Niederschläge und Abflüsse auf den Materialzustand von Staumauern und Untergrund. - *DVWK Mittlg.*, **26**, 1 - 309.
- DRISCOLL, C. & G. E. LIKENS & L.O. HEDIN & J.S. EATON & F.H. BORMANN (1989): Changes in the chemistry of surface waters. - *Environ. Sci. Technol.*, **23**, 2 137 - 143.
- DRISCOLL, C. & G. E. LIKENS (1982): Hydrogen ion budget of an aggrading forested ecosystem. - *Tellus*, **34**, 283 - 292.
- DVWK (=DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSER UND KULTURBAU) (1984): Ermittlung der Stoffdeposition in Waldökosysteme. - *DVWK-Regeln*, **122**, 1 - 9.
- DVWK (=DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSER UND KULTURBAU) (1990a): Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzen-Methode. - *DVWK Merkbl. Wasserwirtsch.*, **217**, 1 - 16.
- DVWK (=DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSER UND KULTURBAU) (1990b): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten. - *DVWK-Schr.*, **91**, 1 - 165.
- DYCK, S. & G. PESCHKE (1995): *Grundlagen der Hydrologie*, 536 S., Berlin (Verl. Bauwesen)
- EINSELE, G. & G. AGSTER & W. BÜCKING & F.-H. EVERS (1986): Zur Problematik der Trennung „externer“ und „interner“ Stoffflüsse sowie der Lösungsverwitterung im Schönbuch. - In: EINSELE, G. [Hrsg.]: *Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch*, 357 - 367, Weinheim (VCH).
- ELLENBERG, H. & R. MAYER & J. SCHAUERMANN (1986): *Ökosystemforschung, Ergebnisse des Sollingprojektes 1966 - 1986*, 507 S. Stuttgart (Enke).
- ELLIS, S. & A. MELLOR (1995): *Soils and Environment*, 364 S., London (Routledge).
- EMMET, B. & D. CHARLES & K.H. FEGER & R. HARRIMAN & H.F. HEMOND & H. HULTBERG & D. LEBMANN & A. OVALLE & H. VAN MIEGROT & H.W. ZOETTL (1994): Group Report: Can we differentiate between natural and anthropogenic acidification?. - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]: *Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.* - Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 117 - 140., London (Wiley).
- EVANS, H.E. & P.J. DILLON & L.A. MOLOT (1997): The use of mass balance investigations in the study of the biogeochemical cycle of sulfur. - *Hydrological Processes*, **11**, 765 - 782
- EWERS, H.J. (1986): Zur monetären Bewertung von Umweltschäden am Beispiel der Waldschäden. - *UBA-Berichte*, **4**, o. S.
- FEGER, K.H. (1994): Influence of soil development and management practices on freshwater acidification in Central European forest ecosystems - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]: *Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.* - Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 68 - 82, London (Wiley).
- FEGER, K.H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. - *Freiburger Bodenkundl. Abh.*, **31**, 1 - 237.
- FIEDLER, H.J. (1975): Zur Düngung von Fichtenbeständen in Wassereinzugsgebieten. - *Beitr. f. Forstwirtschaft*, **3**, 123 - 126.
- FIEDLER, H.J. & W. KATZSCHNER & G. MITSCHICK (1995): Gehalt und Austrag des Wernersbaches an Basen-Kationen (Untere Berglagen des Osterzgebirges). - *Wiss. Z. TU Dresden*, **44**, 11 - 16.
- FIEDLER, H.J. & W. KATZSCHNER (1989): Zur Relation zwischen basischen Kationen und Anionen starker Säuren in Waldgewässern der Mittelgebirge. - *Hercynia N.F.*, **26**, 1, 94 - 101.
- FISCHER, M. (1989): Auswirkungen künstlich erhöhter Sulfat-Deposition auf den Schwefelstatus eines Waldbodens. - *DVWK-Mitt.*, **17**, 133 - 139.
- FÖRSTER, H.J. & L. HECHT & P. MÖLLER & G. MORTEANI & G. TISCHENDORF (1992): Granite und Mineralisation im Westteil des Fichtelgebirge-Erzgebirge-Antiklinoriums. In: BANKWITZ P. & H. KÄMPF & E. BELEFELDT [Hrsg.]: *Exkursionsführer Jahrestagung d. Ges. f. Geowiss.*, 73-97.
- FORSIUS, M. & S. KLEEMOLA & M. STARR & T. RUOHO-AIROLA (1995): Ion mass budgets for small forested catchments in Finland. - *Water, Air and Soil Pollution*, **79**, 19 - 38.
- FRANK, E. (1927): *Über Bodenazidität im Walde*, 155 S., Freiburg (Speyer & Kerner).
- FRÜHAUF, M. (1981): *Landschaftsökologische Studien an Boden und Substrat im östlichen Harzvorland und Unterharz.* - Dissertation, Univ. Halle/S.

- FÜHRER, H.-W. (1988): Wasserqualität von vier kleinen Bächen des Forsthydrologischen Forschungsgebietes Krofdorf (Hessen) - Ein experimenteller Einzugsgebietsvergleich.- DVWK-Mitt., **17**, 221 - 226.
- GÄBERT, C. (1899): Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte des Königreiches Sachsen, Sektion Eibenstock, Bl. 145, 2. revidierte Aufl., 49 S., Leipzig (Engelmann).
- GELLERT J.F. (1958): Grundzüge der Physischen Geographie von Deutschland, 1. Band Geologische Struktur und Oberflächengestaltung, 492 S., Berlin (Dt. Verl. d. Wiss.).
- GIESLER, R. (1995): Chemistry of soil solution extracted by centrifugation - methodology and field applications, 25 S., Diss. Univ. Umeå
- GIESLER, R. & F. MOLDAN & U. LUNDSTRÖM & H. HULTBERG (1996): Reversing acidification in a forested catchment in southwestern Sweden: effects on soil solution chemistry. - J. Environ. Qual., **25**, 110 - 119.
- GILLMAN, G.P. (1976): A centrifuge method for obtaining soil solution.- Division of Soils, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia, Divisional Report No. **16**, 1-6.
- GJESSING, E.T. & A. HENRIKSEN & M. JOHANNESSEN & R. F. WRIGHT (1976): Effects of acid precipitation on freshwater chemistry. In: BRAEKE, F.H. [Hrsg.] Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-Projekt, Oslo.
- GORHAM, E. (1955): On the acidity and salinity of rain. - *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **7**, 231 - 239.
- GORHAM, E. (1976): Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystems. - *Water, Air, Soil Pollution*, **6**, 457 - 481.
- HAEFKE, F. (1959): *Physische Geographie Deutschlands*, 357 S., Berlin (VEB Dt. Verl. d. Wiss.).
- HAINES, A. T. (1981): Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems - a review. - *Trans. Amer. Fisheries Soc.*, **110**, 669 - 707.
- HAMM, A. & R. LEHMANN & P. SCHMITT & J. BAUER (1994): Gewässerversauerung besprochen am Beispiel des nord- und nordostbayerischen Grundgebirges. - In: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG: Saurer Regen, Probleme für Wasser, Boden und Organismen, Umweltforschung in Baden-Württemberg, 29 - 54.
- HARRIMAN, R. & G.E. LIKENS & H. HULTBERG & C. NEAL (1994): Influence of Management Practices in Catchments on Freshwater Acidification: Afforestation in the United Kingdom and North America. - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.](1994): Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.- Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 84 - 101, London (Wiley).
- HAUHS, M. (1994): Does reduction in SO₂ and NO_x emissions lead to recovery?. - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.](1994): Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.- Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report **14**, 313 - 323, London (Wiley).
- HAUHS, M. & C. NEAL & R. HOOPER & N. CHRISTOPHERSEN (1996): Summary of a workshop on ecosystem modeling: The end of an era. - *Sc. Tot. Environ.*, **183**, 1 - 5.
- HEDIN, L.O. & L. GRANAT & G.E. LIKENS & T.A. BUISSAND & J. N. GALLOWAY & T.J. BUTLER & H. RODHE (1994): Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. - *Nature*, **367**, 351 - 354.
- HEDIN, L.O. & G.E. LIKENS & K.M. POSTEK & C.T. DRISCOLL (1990): A field experiment to test whether organic acids buffer acid deposition. - *Nature*, **345**, 798 - 800.
- HEDLICH, R. (1973): Regionallimnologische Untersuchungen an sechs Trinkwassertalsperren des mittleren und westlichen Erzgebirges, 120 S., Diss, TU Dresden.
- HEIMATH, B. (1933): Untersuchungen über Schwefelsäurevorkommen in saurem Waldhumus. - *Z. Pflanzenernährung, Düngung u. Bodenkd.*, **A, 31**, (Sonderabdruck) 24 S.
- HEINRICHS, H. & U. SIEWERS & G. BÖTTCHER & J. MATSCHULLAT & A. H. ROOSTAI & J. SCHNEIDER & B. ULRICH (1994): Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Gewässer im Einzugsgebiet der Sösetalsperre. - In: MATSCHULLAT, J. & H. HEINRICHS & J. SCHNEIDER & B. ULRICH [Hrsg.] (1994): Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität, 233 - 259, Berlin (Springer).

- HEMOND, H.F. (1994): Role of Organic Acids in Acidification of Fresh Waters - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]: Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.- Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 103 - 115, London (Wiley).
- HEMPEL, W. (1982): Ursprüngliche und potentielle natürliche Vegetation in Sachsen - eine Analyse der Entwicklung von Landschaft und Vegetation, Diss. B, TU Dresden
- HENDERSHOT, W.H. & L. MENDES & H. LALANDE & F. COURCHESNE & S. SAVOIE (1992): Soil and Stream Water Chemistry During Spring Snowmelt. - Nordic Hydrology, **23**, 13 - 26.
- HENDERSHOT, W.H. & P. WARFVINGE & COURCHESNE & H.U. SVERDRUP (1991): The Mobile Anion Concept - Time for a reappraisal? - J. Environ. Quality, **20**, 505 - 509.
- HILDEBRAND, E.E (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineral-böden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. - Forstw. Cbl., **109**, 60 - 76.
- HÖLTING, B. (1992): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie, 4. Aufl., 415 S., Stuttgart (Enke).
- HRUSKA, J. & C.E. JOHNSON & P. KRAM (1997): Organic solutes and the recovery of a bog stream from chronic acidification. - J. Conf. Abstracts BIOGEMON '97, **2**, 202.
- HUBNER, B. (1991): Anforderungen des BUND an Forstwirtschaft und Umweltpolitik. - AFZ, **15**, 769 - 773.
- HULTBERG, H. (1985): Budgets of base cations, chloride, nitrogen, and sulphur in the acid Lake Gårdsjön, SW Sweden. - Ecol. Bull., **37**, 133 - 157.
- HUNGER, W. (1994): Über Waldböden des Erzgebirges. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., **74**, 17 - 22.
- ICP WATER (= INTERNATIONAL COOPERATIVE PROGRAMME ON ASSESSMENT AND MONITORING OF ACIDIFICATION OF RIVERS AND LAKES) (1994): The six year report: Acidification of surface water in Europe and North America, Dose/response relationships and long-term trends, 135 S., (NIVA Report) Oslo.
- ICP WATER (= INTERNATIONAL COOPERATIVE PROGRAMME ON ASSESSMENT AND MONITORING OF ACIDIFICATION OF RIVERS AND LAKES) (1992): Summary of the three year report., 23 S., (NIVA Report) Oslo.
- JENKINS, A. & R.C. FERRIER & R. HARRIMAN & Y.O. OGUNKOYA (1994): A case study in catchment hydrochemistry: conflicting interpretations from hydrological and chemical observations. - Hydrological Processes, **8**, 335 - 349.
- JENKINS, A. & R. FERRIER & D. WATERS (1993): Melt water chemistry and its impact on stream water quality. - Hydrological Processes, **7**, 193 - 203.
- KATZSCHNER, W. & H.J. FIEDLER (1987): Zum Aluminiumgehalt in Bachwässern aus Fichtenökosystemen der unteren Berglagen. - Beitr. f. Forstwirtschaft, **21**, 6 - 9.
- KAUPENJOHANN, M (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. - Bayreuther Bodenkdl. Ber., **11**, 1 - 202.
- KEITEL, M. (1995): Langzeitbetrachtung der Gewässerversauerung - Fallstudie im Erzgebirge - Wasser & Boden, **10**, 27 - 33.
- KELLY, C. (1994): Biological processes that affect water chemistry. - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]: Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future. - Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 202 - 215, London (Wiley).
- KONOPATZKY, A. (1995): Untersuchungen zum langjährigen Oberbodenzustandswandel in den Waldökosystemen der Dübener Heide. - In: HÜTTL, R.F. & K. BELLMANN & W. SEILER: Atmosphärensanierung und Waldökosysteme, Umweltwissenschaften, **4**, 210 - 227, Tausenstein (Blotner).
- KRAM, P. & J. HRUSKA & C.T. DRISCOLL (1998): Application of two biogeochemical models (PnET-BGC/CHES and Magic) to the Lysina Catchment, Czech Republic. - Poster Volume, Head Water '98, Hydrology, Water Resources and Ecology of Mountain Areas, 175 - 178, Bozen.
- KRAM, P. & J. HRUSKA & B.S. WENNER & C.T. DRISCOLL & C.E. JOHNSON (1997): The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic. - Biogeochemistry, **37**, 173 - 202.

- KRAM, P & J. HRUSKA & C.T. DRISCOLL & C.E. JOHNSON (1995): Biogeochemistry of Aluminum in a forest catchment in the Czech Republic impacted by atmospheric inputs of strong acids. - *Water, Air and Soil Pollution*, **85**, 1831 - 1836.
- KRAUSS, G. (1928): Die sogenannten Bodenerkrankungen. - *Jahresbericht Deutscher Forstverein*, 121 - 133.
- KRAUSS, G. & W. WOBST & G. GÄRTNER (1934): Humusaufgabe und Bodendurchwurzelung im Eibenstocker Granitgebiet. - *Thar. Forstl. Jb.*, **85**, 299 - 370.
- KRAUSS, G. & W. WOBST (1935): Über die standörtlichen Ursachen der waldbaulichen Schwierigkeiten im vogtländischen Schiefergebiet. - *Thar. Forstl. Jb.*, **86**, 169 - 246.
- KREUTZER, K. (1994): The Influence of Catchment Management Processes in Forests on the Recovery in Fresh Waters - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]: *Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future*. - Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 326 - 354, London (Wiley).
- KRIETER, M. (1988): Gefährdung der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch „Saure Niederschläge“. - *DVGW Schriftenreihe Wasser*, **57**, 1 - 75.
- KRIETER, M. (1991): Ökosystemare Untersuchungen zur Boden- und Gewässerversauerung im walдреichen Taunus und Hunsrück. - *Bremer Beiträge z. Geographie u. Raumplanung*, **22**, 1 - 206.
- KRÜGER, A. (1996): Eigenschaften und Dynamik von Schwermetallen in belasteten Böden und Fließgewässern unter dem Einfluß von Huminstoffen. - Diss., Univ. Leipzig, 167 S.
- KRÜGER, A. & C. LORZ & H. NEUMEISTER (1997): Einfluß der Beschaffenheit von Oberflächen-wasser auf die Wassergüte von Trinkwassertalsperren. - *Zbl. Geol. Paläont. I*, **1/2**, 155 - 172.
- KUGLER, H. & H. NEUMEISTER (1971): Zur Charakteristik und Reliefentwicklung einiger Mittelgebirge in der DDR. - *Peterm. Geogr. Mitt.*, **3**, 161 - 172.
- LAATSCH, W. (1938): *Dynamik der deutschen Acker- und Waldböden*, 297 S., Dresden (Steinkopff).
- LEIBUNDGUT, C. (1984): Zur Erfassung hydrologischer Messwerte und deren Übertragung auf Einzugsgebiete verschiedener Dimensionen. - *Geomethodica*, **9**, 141 - 170.
- LEHMANN, R. (1994): Geographisch-geologische Standortaspekte der Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - In: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG: *Saurer Regen, Probleme für Wasser, Boden und Organismen, Umweltforschung in Baden-Württemberg*, 3 - 12, Landsberg (ecomed).
- LEHMANN, R. & P. SCHMITT & J. BAUER (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - *Inf. zur Raumentwicklung*, **10**, 883 - 923.
- LESER, H. (1997): *Landschaftsökologie*, 4. Aufl., 644 S., Stuttgart (Ulmer).
- LIEBOLD, E. & M. DRECHSLER (1991): Schadenszustand und -entwicklung in den SO₂-geschädigten Fichtengebieten Sachsens. - *AFZ*, **10**, 492 - 494.
- LIKENS, G.E. & C.T. DRISCOLL & D.C. BUSCO (1996): Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. - *Science*, **272**, 244 - 246.
- LIKENS, G.E. & F.H. BORMANN (1995): *Biogeochemistry of a forested ecosystem*, 159 S., New York (Springer).
- LIKENS, G.E. & F.H. BORMANN & R.S. PIERCE & J.S. EATON & N.M. JOHNSON (1977): *Biogeochemistry of a forested ecosystem*, 146 S., New York (Springer).
- LINDEMANN, J. & S. PFEIFFER & R. HERRMANN (1995): Ökosysteminterne Neutralisierung atmosphärischer Säureeinträge durch redoxchemische Prozesse in Quellmoore (Frankenland, NO-Bayern). - *Mitt. Dt. Bodenkdl. Mitt.*, **76**, 349 - 352.
- LOCHMANN, V. (1991): The water chemistry in spruce ecosystems. - Unveröffentlichtes Manuskript, 5 S., Poster für 10th World Forest Congress, Paris September 1991.
- LOCHMANN, V. (1986): The contemporary state of forest soils in the Ore Mountains. - *Prac Vuhlm*, **68**, 9-48.
- LÖFGREN, S. & H. KVARNÄS (1995): Ion mass balances for three small forested catchments in Sweden. - Unveröffentlichtes Manuskript, 5 S. Poster AcidReign'95?Conference, Göteborg
- LORZ, C. & H. NEUMEISTER (1997): Boden- und Gewässerversauerung im Einzugsgebiet der Großen Pyra, Westerzgebirge - Erste Ergebnisse. - *Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges.*, **85**, I, 1199 - 1202.:
- LOVETT, G.M. & J.J. BOWSER & E.S. EDGERTON (1997): Atmospheric deposition to watersheds in complex terrain. - *Hydrological Processes*, **11**, 645 - 654 .

- LTV (=LANDESTALSPERRENVERWALTUNG SACHSEN)** (1991-1995): Jahresberichte Eigenüberwachung der Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken und Speicher der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Pirna
- LUDWIG, B. & G. DEUTSCHMANN** (1997): Fortschreitende Versauerung des Sickerwassers im Solling? Ergebnisse 6-jähriger Messungen. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges, **85**, III, 1393 - 1394.
- LÜKEWILLE, A.** (1994): Billion Dollar Problem, Billion Dollar Solution? Transboundary Air Pollution Calls for Transboundary Solutions - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]: Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future. - Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report **14**, 17 - 31, Wiley (London).
- LUX, H.** (1995): Ecological monitoring station Oberbärenburg. - In: CERNY, J. & T. PACES: Acidification in the Black Triangle region. Acid reign '95?, 5th International Conference on Acidic Deposition, Göteborg, Sweden, 26 - 30 Juni 1995, Excursion guide, 86 - 92.
- MACLEAN, R.A & M.C. ENGLISH & S.L. SCHIFF** (1995): Hydrological and hydrochemical response of a small Canadian shield catchment to late winter rain-on-snow events. - Hydrological Processes, **9**, 845 - 863.
- MALESSA, V. & B. ULRICH** (1989): Beitrag zum Einfluß der Bodenversauerung auf den Zustand der Grund- und Oberflächengewässer. - DVWK - Mittlg., **17**, 213 - 219.
- MANDERSCHIED, B.** (1996): Heterogenität und Bestimmungsfehler bei Wasserflüssen und Stoffkonzentrationen in Waldökosystemen und deren Auswirkung auf die Stoffbilanzierung. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., **79**, 205 - 208.
- MANSFELD, K & H. RICHTER** [Hrsg.] (1995): Naturräume Sachsens. - Forschungen zur deutschen Landeskunde, **238**, 1 - 228.
- MARQUARDT, W. & E. BRÜGGEMANN** (1998): Nationale und grenzüberschreitende Auswirkungen von Emissionen auf Regenwasserinhaltsstoffe in Sächsischen Großregionen. - Workshop "Lufthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck, Materialien zur Luftreinhaltung, 43 - 52.
- MATSCHULLAT, J. & U. HEITKAMP** (1994): Konzeption der Fallstudie Harz, einem interdisziplinären Projekt der terrestrischen Ökosystemforschung. In: MATSCHULLAT, J. & H. HEINRICHS & J. SCHNEIDER & B. ULRICH: Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität, 20 - 26, Berlin (Springer).
- MATTHES, G.** (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. - In: MATTHES, G. [HRSG.] Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2, 3. überarb. Aufl, Berlin (Borntraeger).
- MATZNER, E.** (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. - Ber. d. Forschungszent. Waldökosysteme, A, **40**, 1-217.
- MEESBURG, H.** (1998): Freundliche mündliche Mitteilung vom 12.6.98
- MEESBURG, H.** (1995): Der Einfluß hydrologischer Prozesse auf hydrochemische Muster in einem episodisch sauren Fließgewässer im Südschwarzwald. - In: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.]: Saurer Regen, Probleme für Wasser, Boden und Organismen, 103 - 112, Landsberg (ecomed).
- MEESBURG, H.** (1994): Ergebnisse langjähriger Depositionsmessungen in niedersächsischen Waldbeständen. -Ber. D. Forschungszentrums Waldökosysteme, B, **41**, 8 - 9.
- MEESBURG, H.** (1991): Surface water acidification: A comparison of methods for pH determination in weakly buffered natural waters. - Verh. International. Ver. Limnol., **24** 1255-1258.
- MEESBURG, H. & K.J. MEIWES & P. RADEMACHER** (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest Germany forest ecosystems. - Water, Air, and Soil Pollution, **85**, 611 - 616.
- MEIWES, K.J.** (1996): Submanual on soil solution collection and analysis - [Unveröffentlichtes Manuskript] für Forest Soil Expert Panel Manual, **6**, Annex IV, 8 S.
- MEIWES, K.J. & N. KÖNIG, P.K. KHANA & J. PRENZEL & B. ULRICH** (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden.- Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, **7**, 3 - 61.
- METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR** (1987): Klimatologische Normalwerte 1951-1980. -Klimadaten der DDR, B, **14**, 1 - 89.

- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR** (1955): Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der DDR 1901-1951. Lieferung 1, Lufttemperatur, 31 S., Potsdam (Akademie Verlag)
- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR** (1961): Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der DDR 1901-1951. Lieferung 2, Niederschlag, 74 S., Potsdam (Akademie Verlag)
- MEYER, A.F.** (1935): Der Wald in seiner Wirkung auf die Beschaffenheit des für die Trinkwasserversorgung erschlossenen Wassers und die Einwirkung der Wasserentnahme auf den Wald. - Das Gas- und Wasserfach, **28-29**, 541-546, 556-560.
- MÜLLER, H.E.** (1986/89): Beziehung zwischen Abfluß und Konzentrationen gelöster Stoffe in kleinen Fließgewässern Südbadens. - Beiträge z. Hydrologie, **1**, 59 - 70.
- MURAOKO, K. & T. HIRATA** (1988): Streamwater chemistry during rainfall in a forested basin. - J. of Hydrology, **102**, 235 - 253.
- MULDER, J. & A. STEIN** (1994): The solubility of aluminum in acidic forest soils: Longterm changes due to acid deposition. - Geochimica et Cosmochimica Acta, **58**, 85 - 94.
- NÄTSCHER, L. & U. SCHWERTMANN** (1993): Soil solutions of organic horizons in some acid forest soils. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **156**, 245 - 252.
- NEAL, C.** (1995): Aluminium speciation variations in an acidic upland stream draining the Hafren spruce forest, Plynlimon, Mid-Wales. - J. of Hydrology, **164**, 39 - 51.
- NEAL, C. & B. REYNOLDS & C.J. SMITH & S. HILL & M. NEAL & T. CONWAY & G.P. RYLAND & H. JEFFREY & A.J. ROBSON & R. FISHER** (1992): The impact of conifer harvesting on stream water pH, alkalinity and aluminium concentrations for the British uplands: an example for an acidic and acid sensitive catchment in mid-Wales. - Sc. Tot. Environ., **126**, 75 - 87.
- NEUMEISTER, H.** (1989): Geoökodynamik - Ökogeomorphologie - Geoökologie. - Geoökodynamik, **10**, 103 - 124.
- NEUMEISTER, H.** (1987): Geoökologie und Stofffluß in der Landschaft. - In: KAUTZLEBEN, H. [Hrsg.]: Probleme der Ökologie, 65 - 73, Berlin (Akademie-Verl.).
- NEUMEISTER, H. & A. KRÜGER & L. MEYER & R. REGBER** (1995): Räumliche Differenzierung elementarer geoökologischer Eigenschaften im oberen Westerzgebirge / oberen Vogtland. - Geoprofil, **5**, 43 - 81.
- OHSE, W.** (1983): Lösungs- und Fällungserscheinungen im System oberflächennahes unterirdisches Wasser/gesteinsbildende Minerale - Eine Untersuchung auf der Grundlage der chemischen Gleichgewichts-Thermodynamik, 196 S. Diss. Univ. Kiel.
- OTT, E. & W. HUNGER & VOGEL & REICHEL** (1957): Standörtliche Grundlagen, Erläuterungsband zu den Standortkarten des StFB Klingenthal. [unveröffentlichtes Manuskript], 89 S., Klingenthal.
- PACES, T.** (1994): Acidic Emissions and Political Systems - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]: Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.- Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report 14, 5 - 15, London (Wiley).
- PIETZSCH, K.** (1956): Abriß der Geologie von Sachsen. - 224 S., 2. Aufl., Berlin (Dt. Verlag d. Wiss.)
- PÖRTGE, K.-H. & I. RIENÄCKER** (1989): Beziehung zwischen Abfluß und Ionengehalt in kleinen Einzugsgebieten des Südniedersächsischen Berglandes. - Erdkunde, **43**, 58 - 68.
- PÜTZ, K.** (1996): Wassergüteveränderungen in Talsperren und Möglichkeiten der Einflußnahme. - Kolloquium, Trinkwasserversorgung aus Talsperren in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. - DVWK und DVGW, 30.4.96, 1 - 14, Meißen.
- RABEN, G.** (1996): Chemischer Bodenzustand, Stoffbilanzen und raumzeitliche Drift chemischer Parameter in sächsischen Waldökosystemen. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., **79**, 177 - 180.
- RABEN, G. & H. ANDREAE** (1998): Bodenzustand und Belastung durch Stoffeinträge in sächsischen Waldökosystemen. - Workshop "Luftthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck, Materialien zur Luftreinhaltung, 33 - 42.
- REHFUESS, K.E.** (1990): Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung, 2. Aufl., Pareys Studentexte 29, 294 S., Hamburg u. Berlin (Parey).
- REUSS J.O. & D.W. JOHNSON** (1986): Acid deposition and the acidification of soil and water.- Ecological Studies, **59**, 1 -119, New York (Springer).
- REYNOLDS, B.** (1984): A simple method for the extraction of soil solution by high speed centrifugation.- Plant and Soil, **78**, 437-440.

- RHEINWALD, H.** (1928): Untersuchungen über die Reaktion württembergischer Waldböden, Dissertation Univ. Hohenheim, 76 S., Berlin (Parey).
- RICHTER, H.** (1995): Die Mittelgebirge zwischen Weißer Elster und Görlitzer Neiße, Erzgebirge und Nördliches Vorland. - In: H. LIEDTKE & J. MARCINEK: Physische Geographie Deutschlands, 378 - 380, Gotha (Perthes).
- ROBSON, A.J. & C. NEAL** (1996): Water Quality Trends at an Upland Site in Wales, UK, 1983-1993. - Hydrological Processes, **10**, 183 - 203.
- ROBSON, A.J. & C. NEAL & S. HILL & C.J. SMITH** (1993): Linking variations in short- and medium-term stream chemistry to rainfall inputs - some observations at Plynlimon, Mid-Wales - J. of Hydrology, **144**, 291 - 310.
- ROSS, S.D. & M.B. DAVID & G.B. LAWRENCE & R.J. BARTLETT** (1996): Exchangeable hydrogen explains the pH of spodosol Oa horizons. - Soil. Sci. Soc. Am. J., **60**, 1926 - 1932.
- ROSS, S.D. & R.J. BARTLETT** (1996): Field-extracted spodosol solutions and soils: Aluminum, organic carbon, and pH interrelationships. - Soil. Sci. Soc. Am. J., **60**, 589 - 595.
- ROSS, S.D. & R.J. BARTLETT & F.R. MAGDOFF & G.J. WALSH** (1994): Flow path studies in forested watersheds of headwater tributaries of Brush Brook, Vermont. - Water Resources Research, **30**, 9, 2611-2618.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHSCHABEL** (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- 14. Aufl., 494 S.; Stuttgart (Enke).
- SCHMIDT, P.A.** (1995): Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. - Schriftenr. Sächs. Landesanst. Forsten, **4**, 1 - 95.
- SCHOEN, R. & H. MEESENBURG** (1987): Zur Situation der Gewässerversauerung im Schwarzwald. - UBA Texte, **22**, 33 - 46.
- SCHWANECKE, W. & D. KOPP & SÄCHSISCHE LANDESANSTALT F. FORSTEN** (1996): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen. - In: Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt f. Forsten, **8**, 1 -191, Graupa.
- SCHWARZE, R. & A. HERMANN & A. MÜNCH & U. GRÜNEWALD & M. SCHÖNIGER** (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. - Acta hydrophysica, **35**, 143 - 184.
- SCHWERTMANN, U. & P. SÜSSER & L. NÄTSCHER** (1987): Protonenpuffersubstanzen in Böden. - Z. Pflanzenern. u. Bodenkde., **150**, 174 - 178.
- SIGG, L. & W. STUMM** (1996): Aquatische Chemie, Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer, 498 S., Stuttgart (Teubner).
- SLAF (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN)** (1995): Umbau von immissionsgeschädigten Waldflächen der sächsischen Mittelgebirge zu naturnahen Bestockung unter besonderer Berücksichtigung der Buche, Abschlußbericht, 167 S., Graupa.
- SLEF (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN)** (1997): Waldschadensbericht 1997, 48 S., Dresden.
- SLFUG (=SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE)** (1997a): Jahresbericht zur Immissionssituation 1996. - Materialien zur Luftreinhaltung, Radebeul, 1- 66
- SLFUG (=SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE)** (1997b): Halbjahresbericht zur SO₂-Belastung in Sachsen, Winter 1996/97. - Materialien zur Luftreinhaltung; Radebeul, 1- 21
- SLFUG (=SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE)** (1996): Jahresbericht zur Immissionssituation 1995. - Materialien zur Luftreinhaltung, Radebeul, 1- 86
- SLFUG (=SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE)** (1995): Jahresbericht zur Immissionssituation 1994. - Materialien zur Luftreinhaltung, 1, Radebeul, 1- 51
- SLFUG (=SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE)** (1994): Jahresbericht zur Immissionssituation 1993. - Luftqualität in Sachsen, Radebeul, 1- 35
- SMUL (=SÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG)** (1995): Umweltbericht 1995, o. S., Dresden.
- SMUL (=SÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG)** (1994): Landesentwicklungsplan Sachsen, o. S., Dresden.
- STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.]** (1994): Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.- Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 404 S., London (Wiley).

- STOBER, I. (1995): Die Wasserführung des kristallinen Grundgebirges, 191 S., Stuttgart (Enke).
- STÖCKER, G. (1992): Hydrochemische Kenngrößen kleinster Fließgewässer in Berg-Fichtenwäldern. - Arch. Naturschutz u. Landschaftspflege, **32**, 1 - 27.
- STÖCKER, G. (1991): Hydrochemische Kenngrößen kleinster Fließgewässer. - Arch. Naturschutz u. Landschaftspflege, **31**, 19 - 35.
- STÖCKER, G. (1980): Beiträge zur ökologischen Charakterisierung naturnaher Berg-Fichtenwälder. - Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung, **20**, 2, 65 - 89.
- STUFA (=STAATLICHES UMWELTFACHMAT PLAUE) (1996): Regionalbericht Staatliches Umweltfachamt Plauen, Beschaffenheitsentwicklung Fließgewässer. - Materialien zur Wasserwirtschaft, **1**, 1 - 30.
- STUMM, W. & J.J. MORGAN & J.L. SCHNOOR (1983): Saurer Regen, eine Folge der Störung hydrogeochemischer Kreisläufe. - Naturwissenschaften, **70**, 216 - 223.
- SUCCOW, M. & L. JESCHKE (1986): Moore in der Landschaft, 268 S., Thun u. Frankfurt (Deutsch).
- SWISTOCK, B.R. & P.J. EDWARDS & F. WOOD & D.R. DEWALLE (1997): Comparison of methods for calculating annual solute exports from six forested appalachian watersheds. - Hydrological Processes, **11**, 655 - 669.
- SYMADER, W. (1989): Beobachtungen zu den ersten Anfängen einer Gewässerversauerung. - DVWK-Mitt., **17**, 301 - 305.
- THOMAS-LAUCKNER, M. (1966): Landschaftsökologische Untersuchungen im westlichen Erzgebirge, speziell in den Gemeinden Sosa und Carlsfeld. - Wiss. Ztschr. Univ. Leipzig, **15**, 729 - 751.
- THOMASIUS, H. (1994): The Influence of Mining on Woods and Forestry in the saxon Erzgebirge up to the Beginning of the 19th Century. - Geojournal, **32**, 2, 103-125.
- TMFUL (= THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT U. LANDESPLANUNG) (1993): Grundwasserversauerung in Thüringen, Untersuchungsergebnisse 1989/92. - Schrifr. d. Thür. Landesanst. f. Umwelt, Jena, 1 - 37.
- TRÜBY, P. & E. ALDINGER (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., **152**, 301 - 306.
- TURTON, D.J. & C.T. HAAN & E.L. MILLER (1992): Subsurface flow responses of a small forested catchment in the Ouchita Mountains. - Hydrological Processes, **6**, 111 - 125.
- UBA (= UMWELTBUNDESAMT) (1995): Deutsche Aktivitäten in den „Internationalen Kooperativ-Programmen“ des UN ECE-Luftreinhalteübereinkommens im Rahmen der Wirkungsuntersuchungen, 18 S., Berlin
- ULRICH, B. (1989): Waldökosystemforschung, Konzepte und Wege. - DVWK-Mittlg., **17**, 7 -23.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. - Z. Bodenkd. u. Pflanzenernähr., **144**, 289-305.
- ULRICH, B. & R. MAYER & E. MATZNER (1986): Vorräte und Flüsse der chemischen Elemente. - In: ELLENBERG, H. & R. MAYER & J. SCHAUERMANN: Ökosystemforschung, Ergebnisse des Sollingprojektes 1966 - 1986, 375 - 417, Stuttgart.
- ULRICH, B. & E. MATZNER (1983): Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. - UFO-Plan, Forschungsber. 104 02 615, 221 S.
- VAN BREEMEN, N. & J. MULDER & C. DRISCOLL (1983): Acidification and alkalization of soils. - Plant and Soil, **75**, 981 - 990.
- VAN MIEGROET, H. (1994): The relative importance of sulfur and nitrogen compounds in the acidification of freshwater. - In: STEINBERG, C. & R.F. WRIGHT [Hrsg.] (1994): Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.- Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, **14**, 34 - 49, Wiley.
- VERHOFF, M. & S. ROSCHNER & G. BRÜMMER (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. - UBA-Berichte, **1**, 1 - 364, Berlin (Schmidt).
- VOLZ, H.-A. (1994): 10 Jahre Depositionsmessungen in Fichtenbeständen. - Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, A, **434**, 1 - 43, Anhang, Münster, Landwirtschaftsverlag.
- VON WILPERT, K. & M. KOHLER & D. ZIRLEWAGEN & E.E. HILDEBRAND (1997): Conventwald. - In: FEGER K. H. & F. HÄDRICH & K. V. WILPERT: Waldökosystemforschung im Schwarzwald, Mitteilungen Dt. Bodenkd. Gesellschaft, **82**, 289 - 300.

- VON ZEJSCHWITZ, E. (1985): Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. - Geol. Jb, F, **20**, 3 - 41.
- WEIHS, U. (1993): Walderneuerung auf Problemstandorten der Harzhochlagen - ein Baumartenanbau- und Düngungsversuch. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, A, **102**, 1 - 330.
- WESSELINK, B. (1994): Summary and conclusions. - In: WESSELINK, B.: Time Trends & Mechanismen of Soil Acidification, 117 - 123, Wageningen
- WESSELINK, B. & J. MULDER & E. MATZNER (1994a): Processes controlling anion mobility in acid forest soil at Solling, Germany. - In: WESSELINK, B.: Time Trends & Mechanismen of Soil Acidification, 53 - 78, Wageningen
- WESSELINK, B. & K.-J. MEIWES & E. MATZNER & A. STEIN (1994b): Time trends in atmospheric deposition at Solling, Germany and responses of soil base cation chemistry. - In: WESSELINK, B.: Time Trends & Mechanismen of Soil Acidification, 9 - 27, Wageningen
- WRIGHT, R.F. & E. LOTSE & A. SEMB (1988): Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. - Nature, **334**, 670 - 675.
- WYNDHAM, M.E. & A.H. BATH (1976): Centrifuge extraction and chemical analysis of interstitial waters. - Environ. Sci. Tech., **10**, 467 - 472.
- ZIMMERMANN, F. & D. BOTHMER (1998): Analyse und Entwicklung der Emissionen im Schwarzen Dreieck. - Workshop "Lufthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck, Materialien zur Luftreinhaltung, 23 - 32.

9.2 GESETZE UND VERORDNUNGEN

- TA LUFT (1986): Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 27.2.1986 (GmbI., S.95), Bonn.

10 KARTENVERZEICHNIS

- Forstliche Standortskarte, Forstrevier 4.02 Morgenröthe Bl. 1, 1 : 10 000, Staatlicher Forstbetrieb Eibenstock, 1983
- Forstliche Bestockungskarte, Forstrevier 4.02 Morgenröthe Bl. 1, 1 : 10 000, Staatlicher Forstbetrieb Eibenstock, 1983
- Luftbilder in den Maßstäben 1 : 28 800 vom 16.8.1983 (s/w)
1 : 12 400 vom 12.5.1988 (s/w)
1 : 16 000 vom 28.4.1992 (farbig)
- Topographische Karte 1 : 10 000, Bl. 1407-331 (Klingenthal/Sa.-Aschberg); Blatt 1407-332 (Stangenhöhe), 1983
- Topographische Karte 1 : 25 000, Bl. 5541 Eibenstock, 1942
- Geologische Karte 1 : 25 000, Geol. Spezialkarte des Königreiches Sachsen, Section Eibenstock-Aschberg, Nr. 145 (Bl. 5541), 1899
- Geologische Übersichtskarte 1 : 100 000, Erzgebirge/Vogtland, Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie, West- und Ostbl., 1995

11 ANHANG

Titeldaten									
						Relief			
Nr	Kartierer	Datum	TK 10	R-/H-Wert	Höhe (m ü. NN)	Relief-typ	Expos.	Neigung	Wölbung
16	Lorz	21.8.96	1407-331	453970 558591	860	Bachtal	S	-	konkav/ konvex
Vegetation									
Krautschicht			Strauchschicht			Baumschicht			
Heidelbeere, Drahtschmiele			-			Fichte 70 - 80 J.			
Profilbeschreibung									
Lfd. Nr.	Tiefe (cm)	Horizont	Schicht	Boden-/Torfart	T (%)	U (%)	S (%)	X (%)	
1	-5	GWF/Of	Aufl.	Nadelstreu					
2	-10	Ah		Ls3	20,9	31,5	47,6		
3	-25	M1	Talsed.	Ls	43,8	47,0	9,2	15,4	
4	-50	fAh	Talsed.	Ls					
5	-70	M2	Talsed.	Ss	0,4	4,5	95,1	21,8	
6	-100	IIGrCv	Talsed.	SI2	6,3	22,3	71,4	58,1	
Lfd. Nr.	Tiefe (cm)	Horizont	Farbe	pH _{H2O}	pH _{1N KCl}	pH _{0,01 M CaCl2}	BS (%)	Glühverlust (%)	
1	-5	GWF/Of	bn	3,83	2,70	2,93			
2	-10	Ah	sw	3,53	2,72	2,90	17,9	40,99	
3	-25	M1	bnor	4,39	3,85	3,99	10,4	43,70	
4	-50	fAh	swbn	4,44	3,94	4,16			
5	-70	M2	grbn	4,90	4,10	4,46	30,6	4,05	
6	-100	IIGrCv	gr	4,55	4,13	4,09	27,6	2,84	
Bodentyp: Auensyrosem					Substrattyp: Tallehme, -sande, -kiese				

Abbildung 11-1a: Aufnahmeblatt Leitprofil 16

Titeldaten									
						Relief			
Nr.	Kartierer	Datum	TK 10	R-/ H-Wert	Höhe (m ü. NN)	Relief- typ	Expos.	Neigung	Wölbung
17	Lorz	4.9.96	1507- 332	45 40 07 55 86 49	940	Mittel- hang	E	5 - 10°	schwach konkav
Vegetation									
Krautschicht			Strauchschicht			Baumschicht			
Waldreitgras, Drahtschmiele			-			Fichte 60 - 80 J.			
Profilbeschreibung									
Lfd. Nr.	Tiefe (cm)	Horizont	Schicht	Boden- /Torfart	T (%)	U (%)	S (%)	X (%)	
1	-10	uHv	Torf	st. vererd					
2	-50	uHw1	Torf	mäßig zers					
3	-90	uHw2	Torf	mäßig zers					
4	-100	AeGr	PL	Su3					
5	-130	IICvGr	PL	Su3	7,6	34,4	58,0	51,2	
6	-150	IIICv	Grus	Ss				46,3	
Lfd. Nr	Tiefe (cm)	Horizont	Farbe	pH _{H2O}	pH _{1N KCl}	pH _{0,01 M CaCl2}	BS (%)	Glühverlust (%)	
1	-10	uHv	Bnsw	3,39	3,07	3,01	17,2	83,6	
2	-50	uHw1	Swbn	3,24	2,92	2,95	11,3	93,2	
3	-90	uHw2	Swbn	3,34	3,01	3,05	22,4	88,6	
4	-100	AeGr	Fagr						
5	-130	IICvGr	Grbn	4,11	3,25	3,48	14,6	2,7	
6	-150	IIICv	Farötli	4,75	4,31	4,37			
Bodentyp: vererdetes Übergangsmoor (Hangmoor)					Substrattyp: Torf über periglaziärer Lage (PL) über Granitgrus				

Abbildung 11-1b: Aufnahmeblatt Leitprofil 17

Titeldaten									
						Relief			
Nr.	Kartierer	Datum	TK 10	R-/ H-Wert	Höhe (m ü. NN)	Relief- typ	Expos .	Neigung	Wölbung
18	Lorz	4.9.96	1407- 332	45 40 50 55 85 65	895	Unter- hang	W	5°	konkav
Vegetation									
Krautschicht				Strauchschicht		Baumschicht			
Heidelbeere, Waldreitgras, Drahtschmiele				-		Fichte 60 - 80 J.			
Profilbeschreibung									
Lfd Nr	Tiefe (cm)	Horizont	Schicht	Boden- /Torfart	T (%)	U (%)	S (%)	X (%)	
1	-20	nHv	Torf	st. vererd					
2	-30	Bv	PL	Lu					
3	-60	CvSd	PL	Tu3	32,0	57,1	10,9		
4	-80	II Cv	PL	Su4	6,4	41,1	52,4		
5	-110	II CvGr	PL	Su3	5,9	28,5	65,6	51,2	
6	>110	II Cv	PL	Su2					
Lfd Nr	Tiefe (cm)	Horizont	Farbe	pH _{H2O}	pH _{1N KCl}	pH _{0,01 M CaCl2}	BS (%)	Glühverlust (%)	
1	-20	nHv	sw	3,22	2,44	2,56	33,6	51,6	
2	-30	Bv	bn						
3	-60	CvSd	gr	3,92	3,42	3,39	8,2	7,2	
4	-80	II Cv	grhbn	4,40	3,68	3,76	17,1	2,0	
5	-110	II CvGr	fagr	3,88	3,46	3,42	31,9	2,2	
6	>110	II Cv	hbn						
Bodentyp: vererdeter Moorstagnogley					Substrattyp: Torf über periglaziärer Lage (PL) über Granitzersatz				

Abbildung 11-1c: Aufnahmeblatt Leitprofil 18

Titeldaten									
						Relief			
Nr.	Kartierer	Datum	TK 10	R-/H-Wert	Höhe (m ü. NN)	Relief-typ	Expos.	Neigung	Wölbung
24	Lorz	24.10.96	1407-331	45 39 80 55 85 85	875	Unterhang	N	10°	Schwach konkav
Vegetation									
Krautschicht			Strauchschicht			Baumschicht			
Heidelbeere, Drahtschmiele			-			Fichte 70 - 90 J.			
Profilbeschreibung									
Lfd. Nr.	Tiefe (cm)	Horizont	Schicht	Boden-/Torfart	T (%)	U (%)	S (%)	X (%)	
1	-4	GWF							
2	-10	Ah							
3	-20	Aey	Kolluvium	Sl4	15,4	35,8	48,8	41,3	
4	-25	Bh	PL	Sl4					
5	-45	Bsh	PL	Slu	12,0	49,4	38,6	46,1	
6	>45	IIcV	Grus	Su3	7,3	41,4	51,3	50,2	
Lfd. Nr.	Tiefe (cm)	Horizont	Farbe	pH _{H2O}	pH _{1N KCl}	pH _{0,01 M CaCl2}	BS (%)	Glühverlust (%)	
1	-4	GWF							
2	-10	Ah	sw	3,76	2,90	3,23	91,3	45,4	
3	-20	Aey	grbn	3,74	2,80	3,03	20,3	10,6	
4	-25	Bh	dklbn						
5	-45	Bsh	ockbn	4,30	3,98	3,92	8,4	12,3	
6	>45	IIcV	hegrbn	4,54	4,24	4,19	17,1	8,9	
Bodentyp: Podsol					Substrattyp: Kolluvial überdeckte periglaziäre Lagen (PL) über Granitgrus				

Abbildung 11-1d: Aufnahmeblatt Leitprofil 24

Titeldaten									
						Relief			
Nr.	Kartierer	Datum	TK 10	R-/H-Wert	Höhe (m ü. NN)	Relief-typ	Expos.	Neigung	Wölbung
29	Lorz	5.11.96	1407-331	45 37 75 55 85 55	915	Oberhang	E	7 - 10°	konkav
Vegetation									
Krautschicht			Strauchschicht			Baumschicht			
-			-			Buche 80 J.			
Profilbeschreibung									
Lfd. Nr.	Tiefe (cm)	Horizont	Schicht	Boden-/Torfart	T (%)	U (%)	S (%)	X (%)	
1	-3,5	L/Of/Oh							
2	-4,5	Ah							
3	-6,5	Ae	PL	Slu					
4	-10	Bh	PL	Slu	12,7	41,1	46,2	40,3	
5	-40	Bs	PL	Su3	6,6	36,9	56,5	51,2	
6	>55	IIcV	Grus	Su3	4,6	39,3	56,1	46,3	
Lfd. Nr.	Tiefe (cm)	Horizont	Farbe	pH _{H2O}	pH _{IN KCl}	pH _{0,01 M CaCl2}	BS (%)	Glühverlust (%)	
1	-3,5	L/Of/Oh	bn	5,05	4,43	4,42	90,3	70,9	
2	-4,5	Ah	swbn	3,97	3,11	3,37			
3	-6,5	Ae	gr						
4	-10	Bh	dklbn	4,08	3,39	3,44	10,9	14,0	
5	-40	Bs	orbn	4,53	3,97	3,98	14,4	12,8	
6	>55	IIcV	hebn	4,72	4,18	4,08	20,4	6,7	
Bodentyp: Podsol					Substrattyp: Periglaziäre Lagen (PL) über Granitgrus				

Abbildung 11-1e: Aufnahmeblatt Leitprofil 29

Titeldaten									
						Relief			
Nr.	Kartierer	Datum	TK 10	R-/ H- Wert	Höhe (m ü. NN)	Relief- typ	Expos.	Neigung	Wölbung
30	Lorz	5.11.96	1407- 331	45 37 75 55 85 55	915	Ober- hang	E	7 - 10°	konkav
Vegetation									
Krautschicht			Strauchschicht			Baumschicht			
Waldreitgras			-			Fichte 40 J.			
Profilbeschreibung									
Lfd Nr	Tiefe (cm)	Horizont	Schicht	Boden- /Torfart	T (%)	U (%)	S (%)	X (%)	
1	-5	GWF	Fichten Nadeln						
2	-10	GWF Oh							
3	-20	Ae	PL	Slu	9,1	49,2	41,7		
4	-50	Bsh	PL	Sl3	10,4	38,2	51,4		
5	>50	IICv	PL	Su3	1,0	38,7	60,3		
Lfd Nr	Tiefe (cm)	Horizont	Farbe	pH _{H2O}	pH _{1N Kcl}	pH _{0,01 M CaCl2}	BS (%)	Glühverlust (%)	
1	-5	GWF	swbn						
2	-10	GWF Oh	bnsw	4,14	3,55	3,44	17,3	73,0	
3	-20	Ae	gr	3,96	3,66	3,68	14,5	5,4	
4	-50	Bsh	orbn	3,89	3,71	3,58	13,0	8,7	
5	>50	IICv	gelblbn	4,03	3,73	3,62	18,3	6,8	
Bodentyp: Podsol					Substrattyp: Periglaziäre Lagen (PL) über Granit				

Abbildung 11-1f: Aufnahmeblatt Leitprofil 30

Tabelle 11-1: Dichte und Profilmächtigkeiten für die Berechnung des gespeicherten Sulfats und der gespeicherten Protonen

Profil																			
16			17			18			24			29			30				
Hor.	a	b	c	Hor.	a	b	c	Hor.	a	b	c	Hor.	a	b	c	Hor.	a	b	c
Ah	10	1	1000	uHv	10	0,7	700	nHv	20	0,7	1400	Ah	10	1	1000	Aufl.	6,5	1	650
M	15	1,5	2250	uHw	40	0,7	2800	CvSd	40	1,5	6000	Aey	10	1,5	1500	Bh	5	1,5	750
M	45	1,5	6750	uHw	40	0,7	2800	IICv	20	1,7	3400	Bsh	25	1,7	4250	Bs	30	1,7	5100
IIGrCv	30	1,7	5100	IICvGr	60	1,7	10200	IICvGr	30	1,7	5100	IICv	20	1,7	3400	IICv	20	1,7	3400

a = Mächtigkeit in cm; b = Dichte in g cm⁻³; c = t ha⁻¹

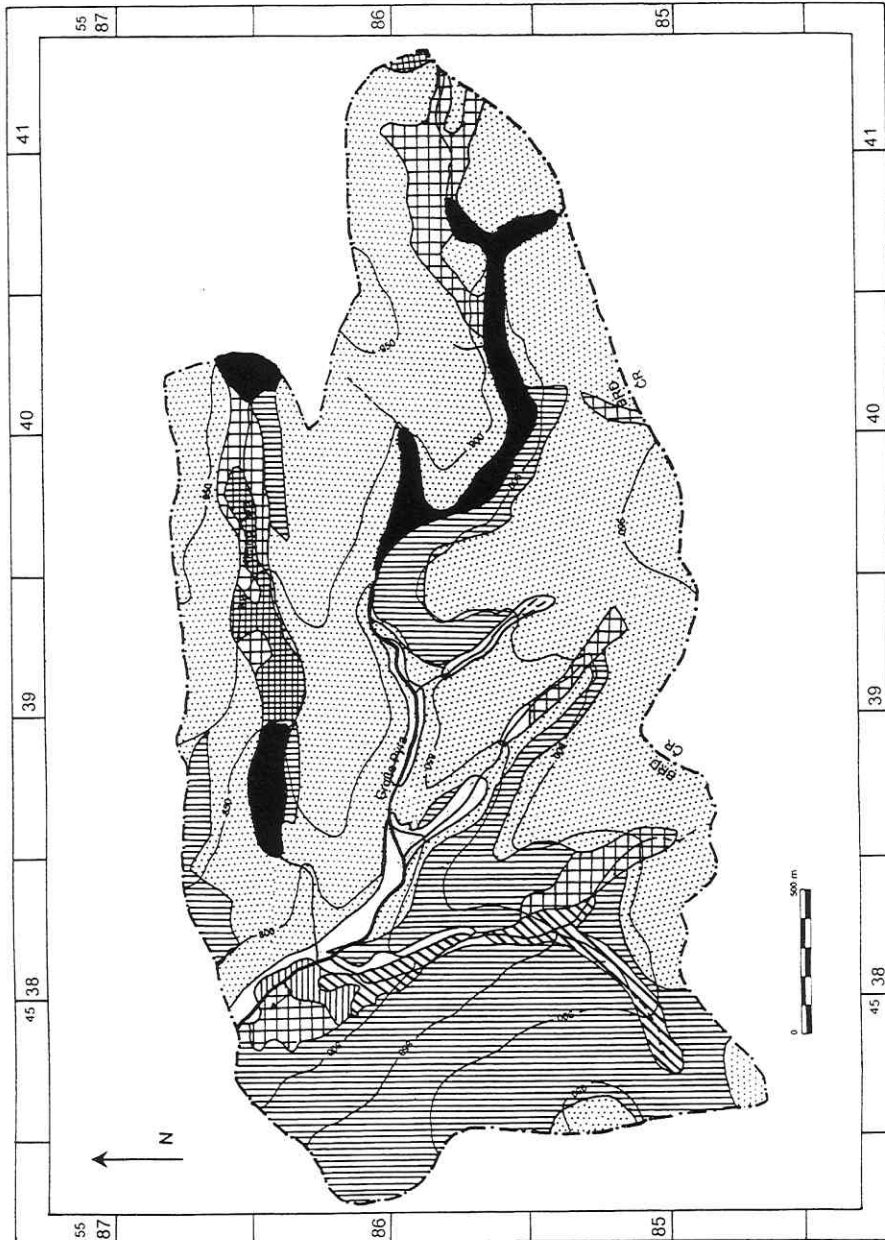


Abb. 11-2 Bodenkarte (aus Forstlicher Standortkarte, 1 : 10 000; Legende S. 145)

Legende zur Bodenkarte

	Ae Ls	x2-3, gr4-5	Oberlage 1,5-4 dm
	II Bh	Ls x2-3, gr4-5	Hauptlage 3-5 dm
	II Bs		
	III Cv	Sl X, Gr	Basislage
	Ae Ls	x2-3, gr3-4	Oberlage 0,8-1,5 dm
	II Bhv	Ls x2-3, gr3-4	Hauptlage 3-5 dm
	II Bsv		
	III BvCv	x3-4, gr4	Basislage
	AeBvx2-3, gr3-4		Hauptlage 3-8 dm
	Bv		
	II Cv	x3-4, gr4	Basislage
	Srw Ls	x3, gr4	Hauptlage (?) 3-5 dm
	II Srd Ls	x3, gr4	Basislage
	H		Torf 2-8 dm
	Srw Sl	x3, gr4	Hauptlage (?) 3-6 dm
	II Srd Sl	x3, gr4	Basislage
	hHv		Torf 1 dm
	HHw/hHr		>8 dm
	CvGrSl	x3, gr4	Hauptlage (?)
	M ₁ Ls	x2, g2	Tallehme 3-5 dm
	M ₂ Sl	x4, G	Talkiese 1-2 dm
	II GrCv	x2-3, g2	Talsande
	Go-Aa		Torf 2-3 dm
	M	x2-3, gr2	Kolluvium 4-5 dm
	II Gr	x2-3, g2	Hauptlage (?)

Podsol, nährstoffarm, trocken - frisch, periglaziäre Lagen über Granitgrus

Braunerde-Podsole, nährstoffarm, trocken - frisch, periglaziäre Lagen über Granitgrus

Braunerde, mäßig nährstoffreich, Mittelfrisch, periglaziäre Lagen über Granitgrus

Stagnogley, nährstoffarm, hangstaufeucht bis zügig oder naß geschützt, Torf über periglaziären Lagen, teilw. kolluvial, über Granitgrus

Moorstagnogley, mäßig nährstoffreich, hangstaunaß, zügig, Torf über periglaziären Lagen, teilw. kolluvial, über Granitgrus

Hochmoor, nährstoffarm, staunaß, teilweise entwässert

Auengley-Brauner Auenboden, mäßig nährstoffreich, frisch bis naß, stark zügig, Tallehme bis -kiese

Quellenanmoorgley, nährstoffarm, kolluviale Decke über Hauptlage

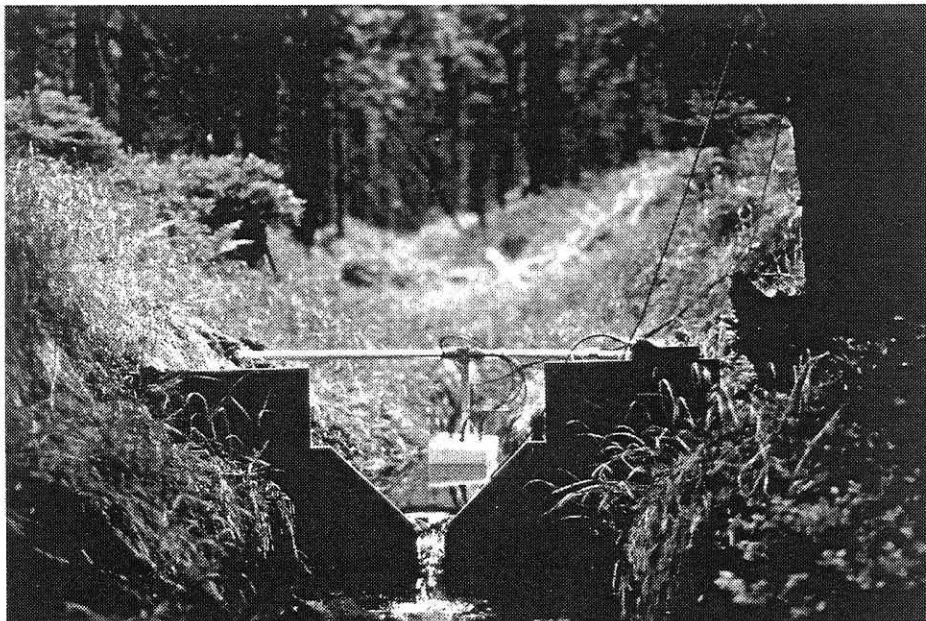
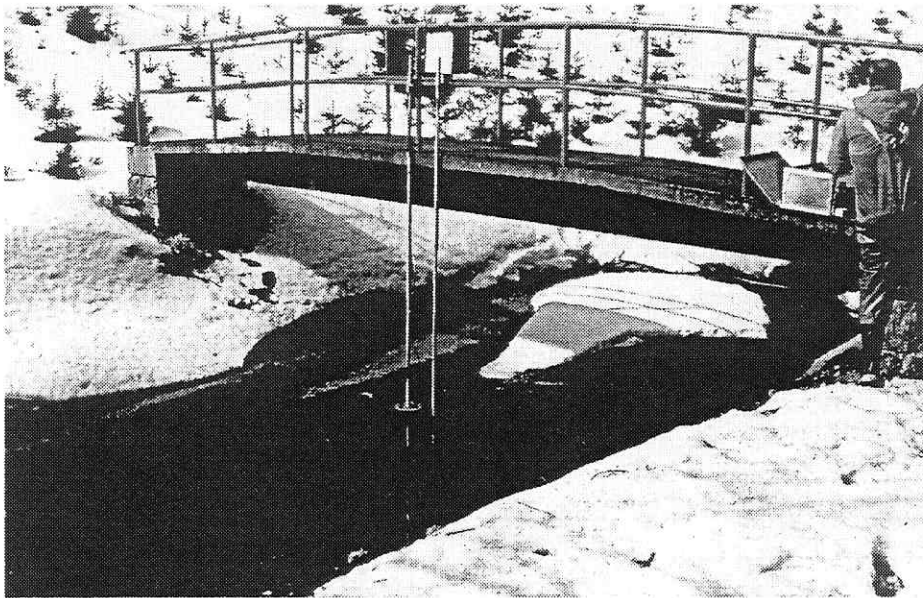


Abb. 11-3

Meßeinrichtungen (oben: Wehr Große Pyra mit Sondenschwimmer und Gerätekasten, unten: Wehr Kleine Pyra mit Sondenschwimmer)

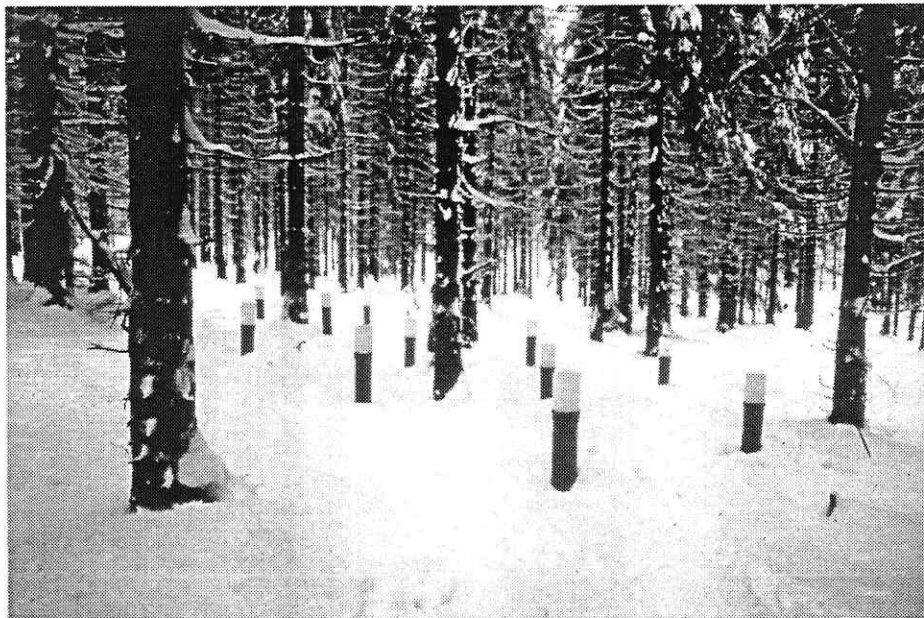
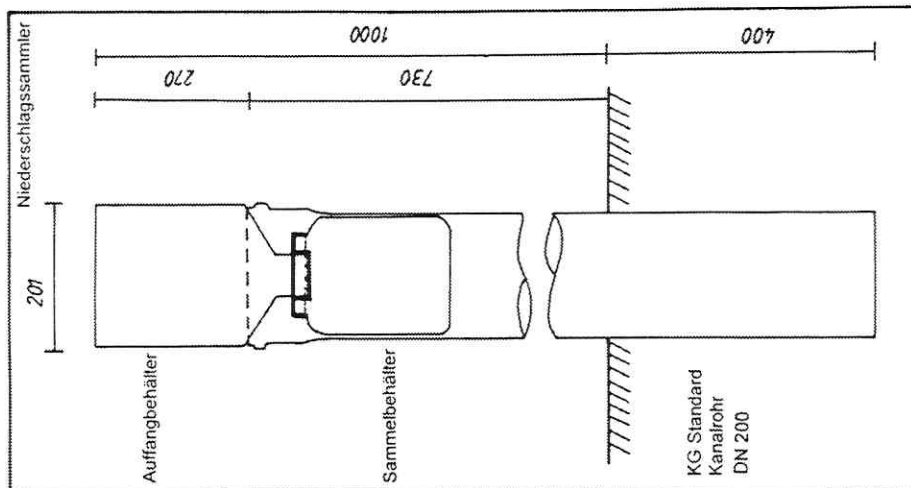


Abb. 11-4

Niederschlagssammler

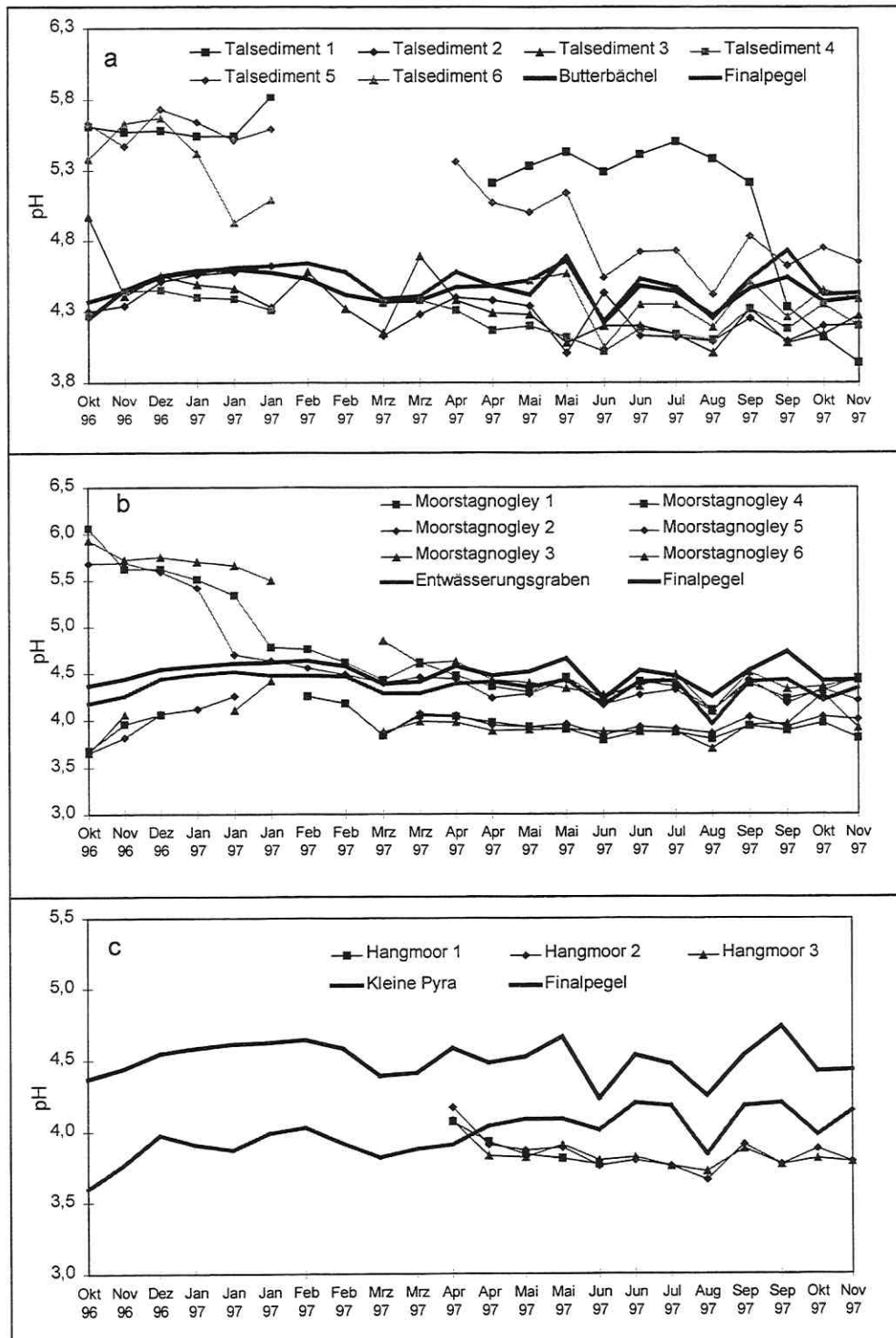


Abbildung 11-5: Ganglinien der pH-Werte in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern

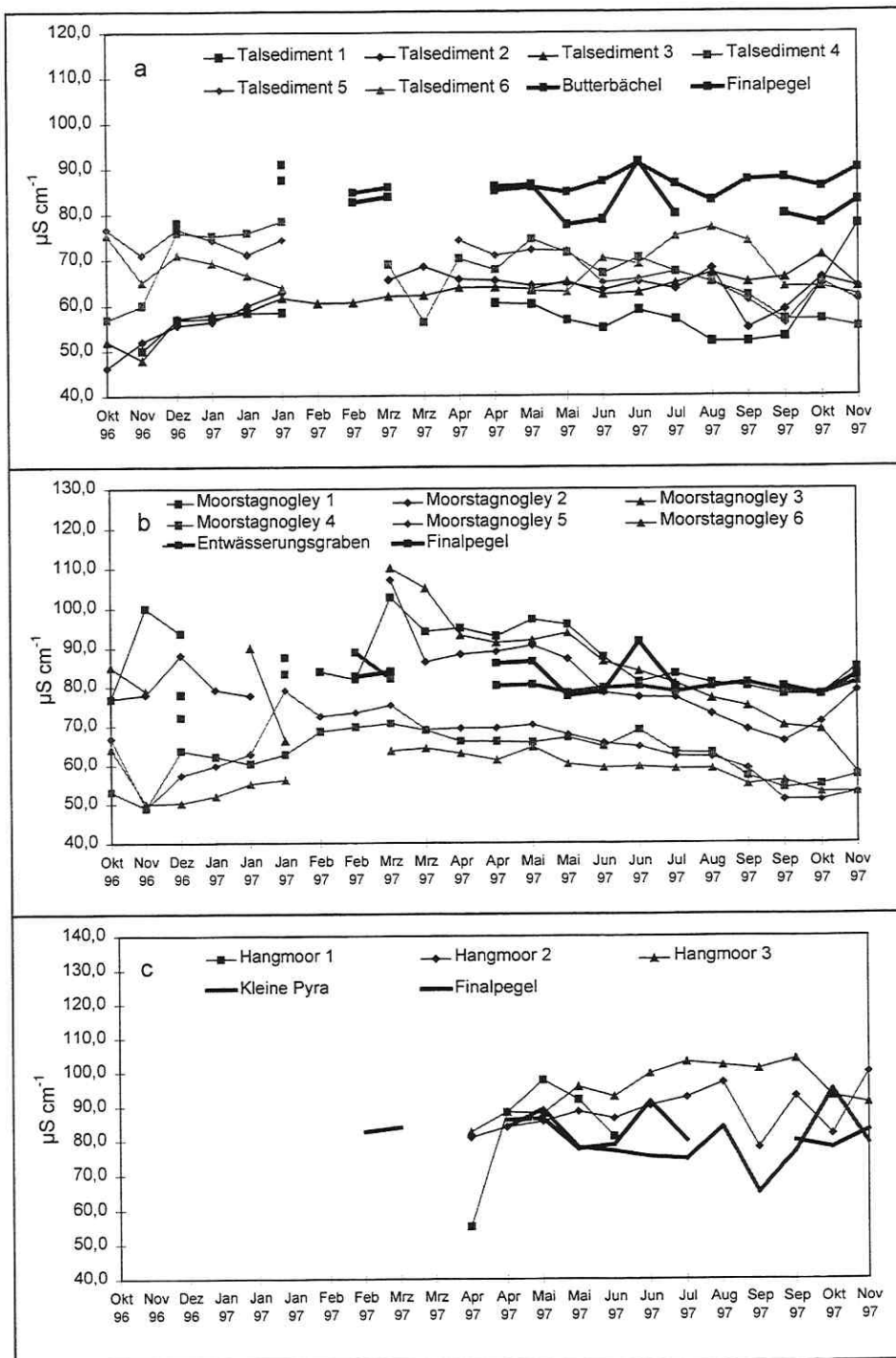


Abbildung 11-6: Ganglinien der eLf in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern

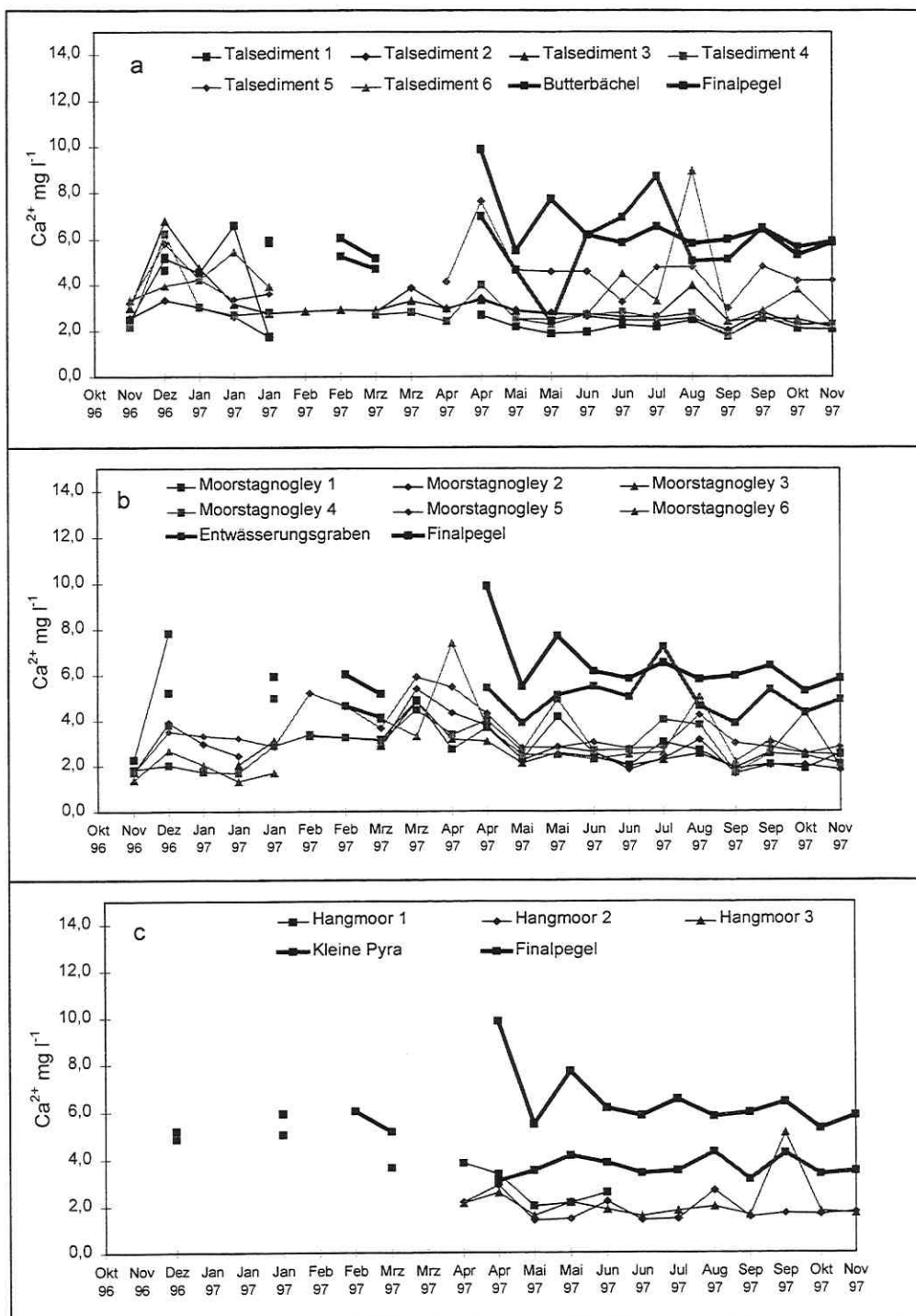


Abbildung 11-7: Ganglinien der Ca²⁺-Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern

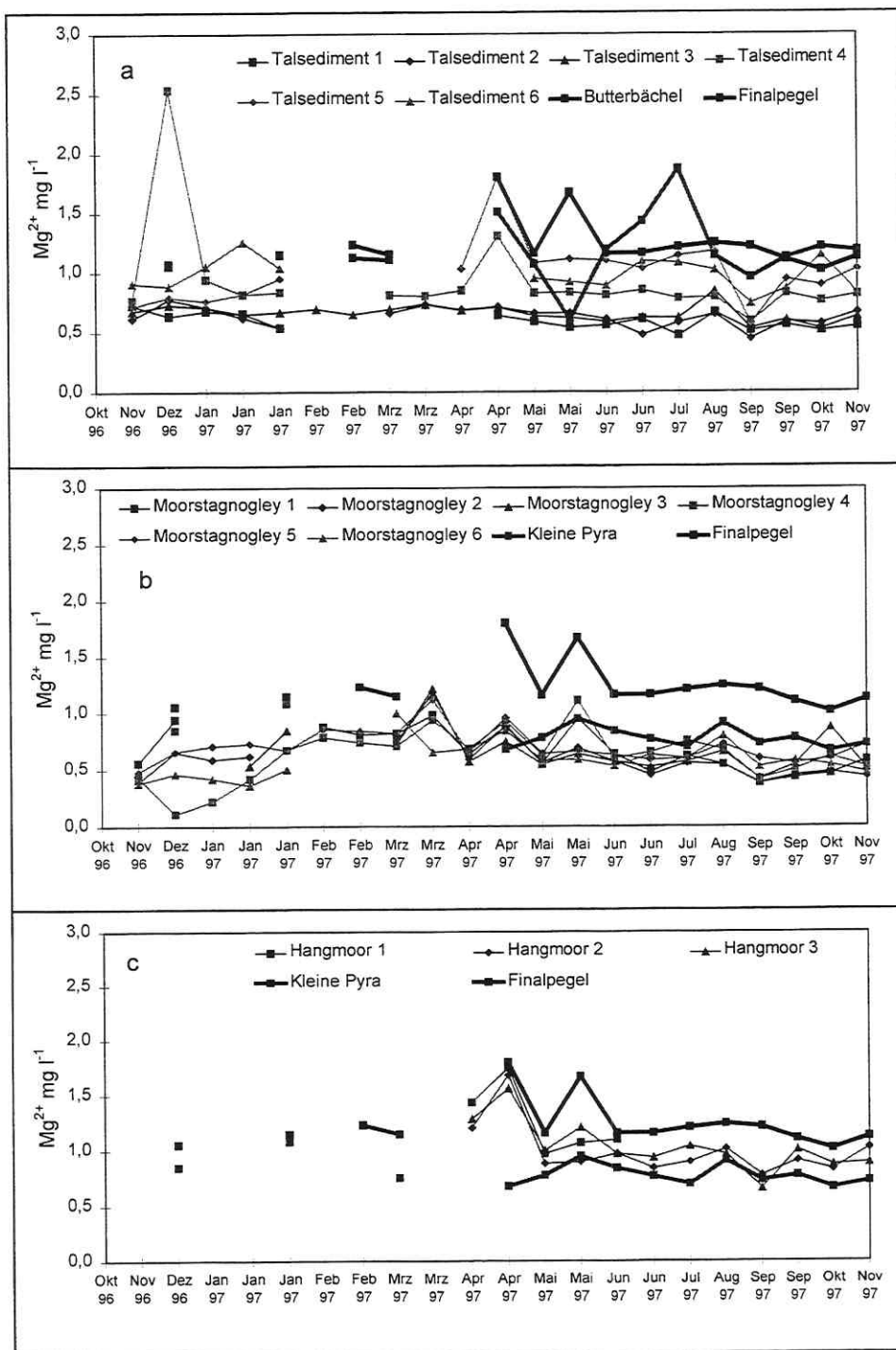


Abbildung 11-8: Ganglinien der Mg^{2+} -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern

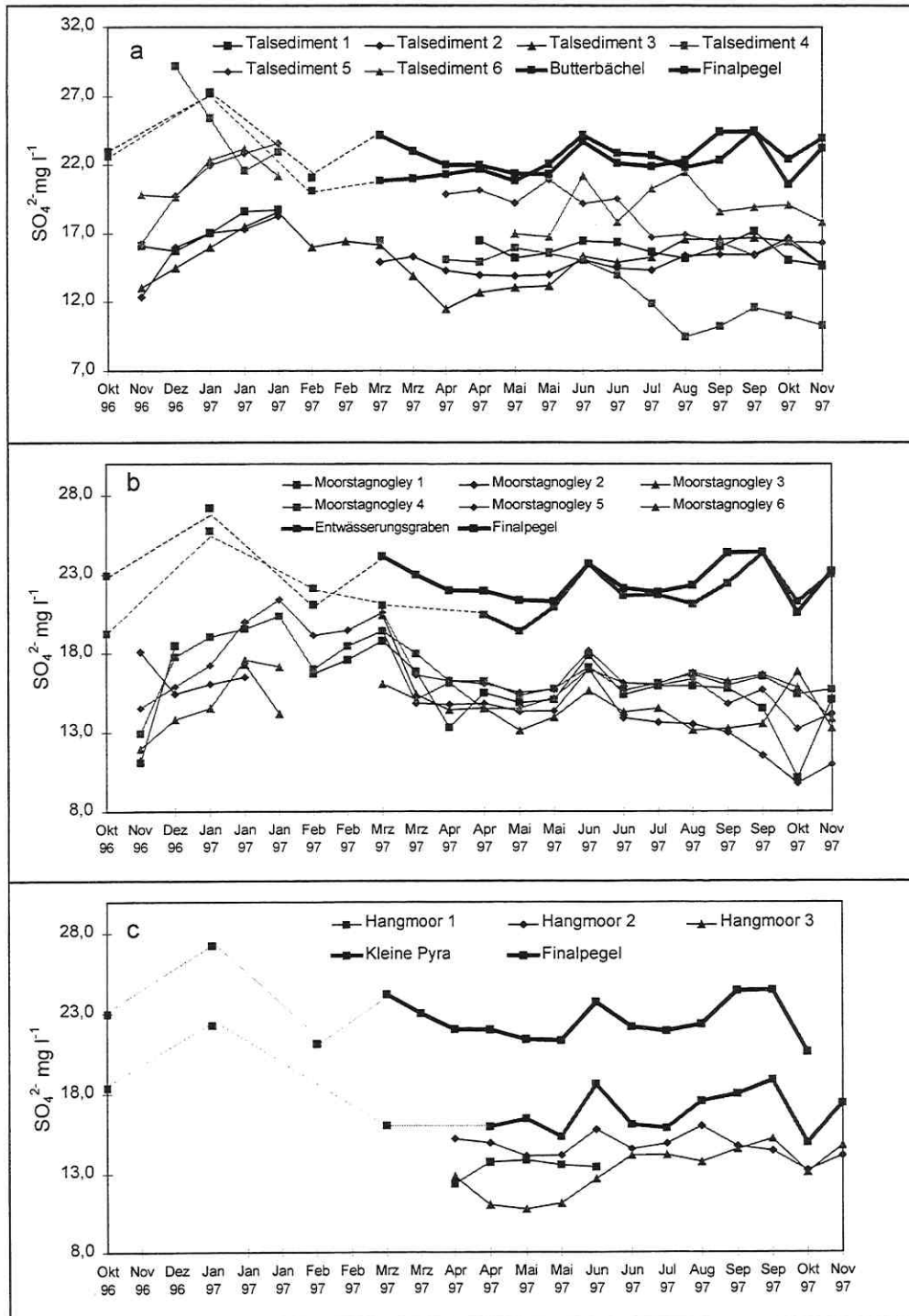


Abbildung 11-9: Ganglinien der SO_4^{2-} -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern

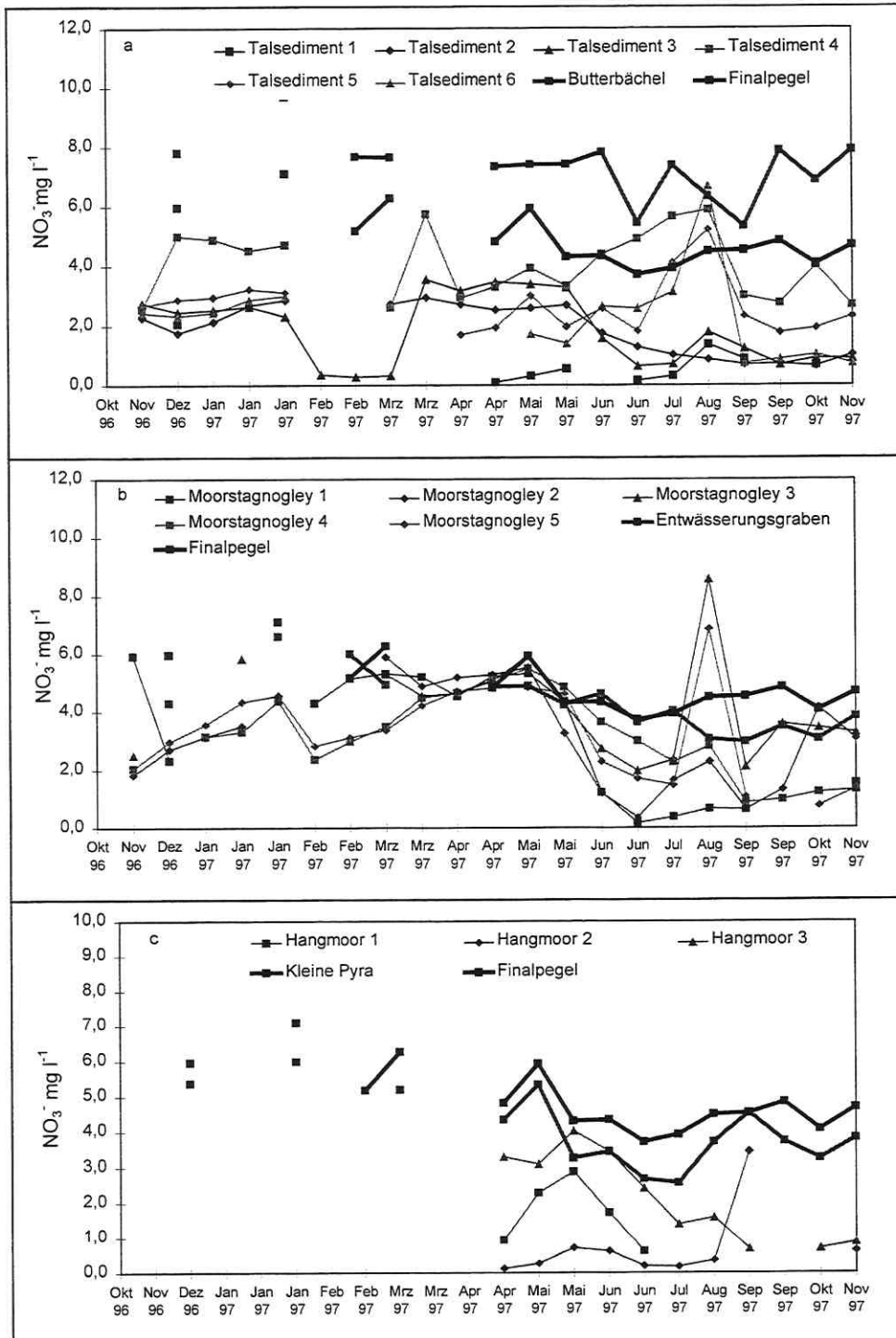


Abbildung 11-10: Ganglinien der NO_3^- -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern

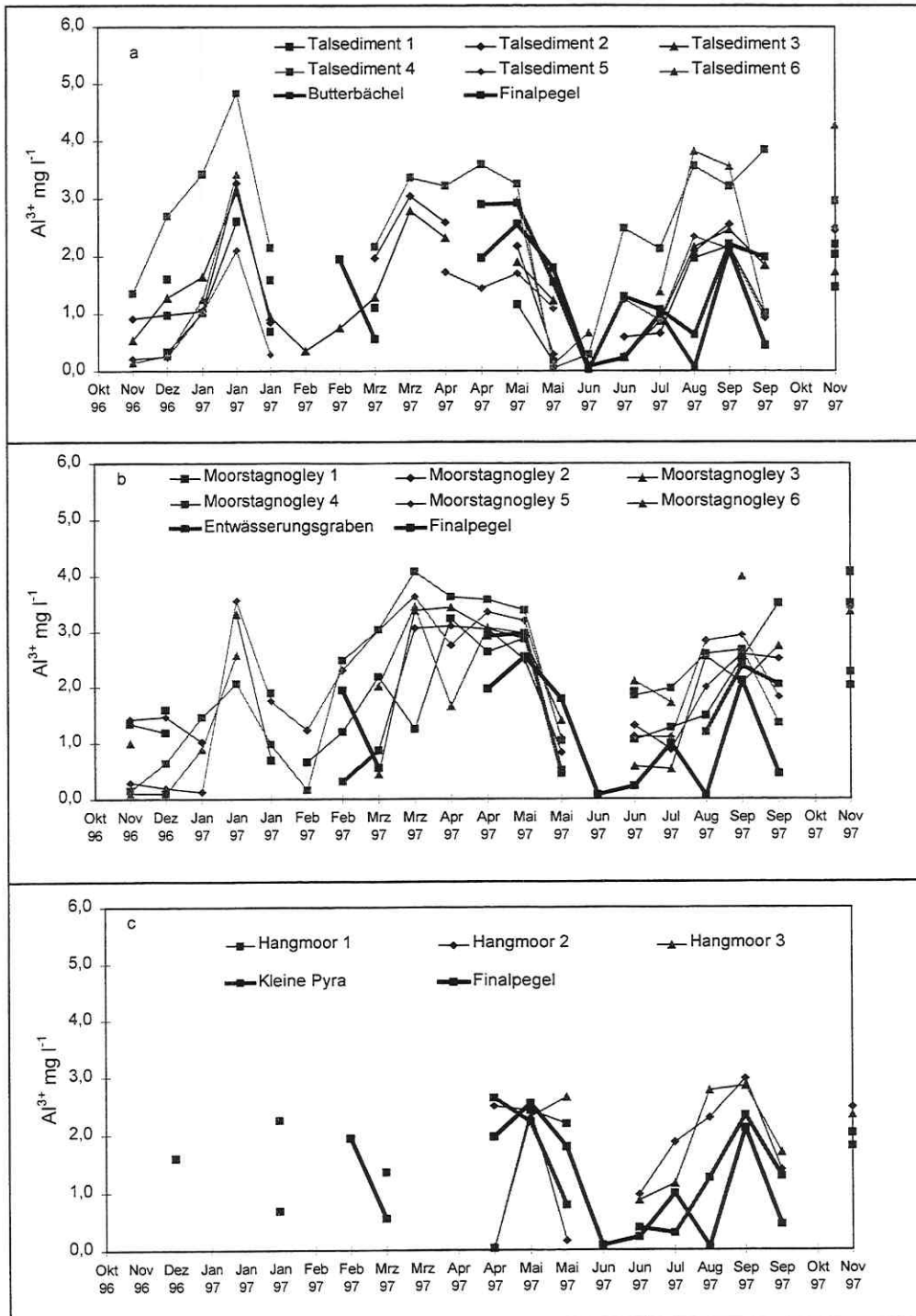


Abbildung 11-11: Ganglinien der Al^{3+} -Konzentration in der Bodenlösung und den korrespondierenden Oberflächenwässern

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie
Theodor-Lieser-Straße 4
D-06120 Halle
Telefon 0345/5585-202
Telefax 0345/5585-559