

**MITTEILUNGEN
DER FORSTLICHEN BUNDESVERSUCHSANSTALT
WIEN**

(früher "Mitteilungen aus dem forstlichen Versuchswesen Österreichs")

168. Heft/Band I

1992

**ÖSTERREICHISCHE
WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR**

ERGEBNISSE

WALDBODENBERICHT

I. Band

FDK 114.7: 114.2: 114.52: (436)

**Herausgegeben
von der
Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Wien
Kommissionsverlag: Österreichischer Agrarverlag, 1141 Wien**



Copyright by
Forstliche Bundesversuchsanstalt
A - 1131 Wien

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Printed in Austria

ISBN 3-7040-1161-4
ISSN 0374-9037

Herstellung und Druck
Forstliche Bundesversuchsanstalt
A - 1131 Wien

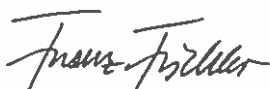
VORWORT

Österreich nimmt auf dem Gebiet des waldbezogenen Umweltschutzes europaweit einen Spitzenplatz, in einigen Bereichen sogar eine Vorreiterrolle ein. Dies mit gutem Grund, denn schließlich ist der Wald, das grüne Rückgrat Österreichs, ein besonderer Wirtschaftsfaktor und gleichzeitig naturmächstes Element unserer Kulturlandschaft.

Das größte Problem für den Wald ist trotz aller umweltpolitischen Erfolge noch immer die Beeinträchtigung durch Luftschadstoffe. Während aber in der Vergangenheit in erster Linie die direkten Auswirkungen auf die Bäume im Zentrum der Beobachtung standen, zeigt die jetzt vorliegende Untersuchung das dramatische Belastungsausmaß der Waldböden.

Mit der von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt im Rahmen des Waldschaden-Beobachtungssystems durchgeführten Waldboden-Zustandsinventur wurde ein Instrument geschaffen, mit dem umweltbedingte Bodenveränderungen erfaßt werden können. Österreich verfügt damit über das europaweit erste derartige Beobachtungssystem.

Diese Vorreiterrolle verpflichtet uns in besonderem Maße, auch auf die Ursachen hinzuweisen. Da der Fernverfrachtung von Schadstoffen hohe Bedeutung zukommt, müssen insbesondere die Lösungsbemühungen auf internationaler Ebene verstärkt werden. Nationale Lösungen greifen in Zukunft zu kurz, nur europäische Lösungen in der Industrie, Verkehrs- und Umweltpolitik können langfristig eine tiefgreifende Verbesserung bewirken.



Dipl.-Ing. Dr. Franz FISCHLER
Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft

VORWORT

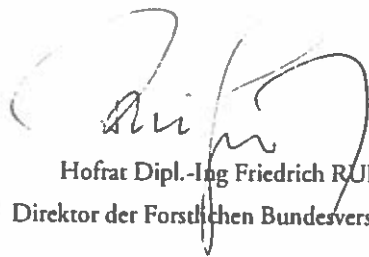
Voraussetzung für jeden effektiven Bodenschutz ist die Kenntnis des Bodenzustandes und seiner Veränderungen. Deshalb haben Bodenzustandsinventuren hohe Priorität.

Gesunde Böden sind die Voraussetzung zur Erhaltung vitaler Wälder. Bei keiner anderen Kultur-gattung ist der Boden so eng in das gesamte Ökosystem eingebunden wie im Wald. Dieser Tatsache Rechnung tragend hat das Institut für Standortskunde der Forstlichen Bundesversuchs-anstalt eine solche bundesweite Bodenzustandsinventur im Rahmen des Waldschaden-Beobach-tungssystems (WBS) durchgeführt, einem multidisziplinären Monitoring-Projekt der FBVA, welches einer umfassenden Kausalanalyse der Störungen des Waldökosystems dienen soll. Durch die Verknüpfungsmöglichkeit mit dessen vielfältigen Daten einschließlich Kronenzustand und Blattanalysen geht die Aussage weit über jene einer reinen Bodenzustandsinventur hinaus.

Dieses WBS-Projekt ist in ein Kooperationsprogramm der Economic Commission for Europe (ECE) der Vereinten Nationen eingebunden, welches die europaweite Erfassung des Waldzu-standes zum Ziel hat. Felderhebung und Analyse entsprechen der intensivsten Stufe der ECE-Vereinbarung über Waldbodenuntersuchungen an Erhebungsnetzen und sind darüberhinaus um pflanzensoziologische Aufnahmen erweitert. Die Forstliche Bundesversuchsanstalt war an der Aus-arbeitung einheitlicher Methoden im Soil Expert Panel dieses ECE-Programmes maßgeblich beteiligt und hat in Pilotstudien dazu methodische Vorarbeiten geleistet.

Österreich legt nunmehr als erstes Land dieses ECE-Programmes abgeschlossene Ergebnisse vor. Mit diesem Bericht leistet die FBVA einen wesentlichen Beitrag zur Kenntnis über den Zustand des Österreichischen Waldes. Er bietet eine erste systematische Information über die österrei-chischen Waldböden. Seinen vollen Wert wird das Material jedoch erst durch Vergleich mit späteren Wiederholungsaufnahmen erhalten, wodurch Veränderungen des Bodenzustandes festgestellt werden können.

Allen Mitarbeitern, die zum Gelingen dieses Projektes beigetragen haben, sei herzlich gedankt.



Hofrat Dipl.-Ing. Friedrich RUHM
Direktor der Forstlichen Bundesversuchsanstalt

Hinweis der Autoren:

Der vorliegende Bericht ist wegen der thematischen Breite in mehrere selbständige Teile gegliedert, für die jeweils ein Autor verantwortlich zeichnet. Er entstand jedoch in ständiger gegenseitiger Abstimmung und enger Zusammenarbeit der Autoren sowie zahlreicher weiterer Mitarbeiter und Institute des Hauses und der Studiengesellschaft für Bauernfragen.

Am Zustandekommen des Projektes und dieses Berichtes waren maßgeblich beteiligt:

Projektleitung:	W. Kilian		
Felderhebung:	M. Englisch G. Karrer (in der Anfangsphase: Ch. Majer)	J. Kocher A. Weiser H. Lemmel	J. Egger G. Klostermann N. Leisser
Bodenanalytik:	F. Mutsch	D. Binder E. Fink R. Radauscher	R. Radauscher A. Kudjelka R. Kulovics
Vegetationskunde:	G. Karrer	E. Herzberger F. Pichler	O. Breuss H. Köckinger
Programmentwicklung und Datenaufbereitung:	M. Englisch	R. Hacker E. Herzberger M. Krondorfer A. Weiser	W. Krenmayer M. Prosser
Redaktion, Textgestaltung, Graphik:	M. Englisch	R. Horaczek I. Krajczek A. Kudjelka	A. Weiser A. Silverio

Herausgeber: Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Die Waldbodenzustandsinventur ist ein Projekt des Institutes für Standortkunde sowie Teil des Gemeinschaftsprojektes G7 „Waldschaden-Beobachtungssystem“ der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.

INHALTSVERZEICHNIS

BAND 1

EINFÜHRUNG (W. Kilian).....	1
1 Ziele der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur	1
2 Der Boden und seine Funktionen.....	3
TEIL I: METHODISCHE GRUNDLAGEN (M. Englisch, G. Karrer, F. Mutsch)	5
1 Probeflächenauswahl und -aufbau	5
1.1 Erhebungsnetz	5
1.2 Probeflächenaufbau	6
1.3 Vegetationskundliche Merkmalsansprache	8
2 Bodenprobennahme	12
3 Bodenanalytik	12
4 Datenverwaltung und Auswertung	14
4.1 Datenverwaltung.....	14
4.2 Auswertemethodik	15
5 Literaturverzeichnis	20
TEIL II: STANDORTS- UND BODENBESCHREIBUNG (M. Englisch).....	23
1 Einleitung	23
2 Geologie.....	23
3 Bodentypen.....	25
3.1 Großlandschaften.....	29
3.2 Gründigkeit	29
3.3 Wasserhaushaltsstufen	29
3.4 Klimatische Höhenstufen	30
3.5 Bestand	31
3.6 Humusformen	32
4 Vegetationstypen.....	35
5 Bodenphysikalische Parameter	37
5.1 Grobskelettanteil.....	37
5.2 Textur.....	38
6 Literaturverzeichnis	43
TEIL III: ATMOTGENE HAUPTNÄHRSTOFFE (M. Englisch)	45
1 Einführung und Methodik.....	45
2 Stickstoff.....	45
3 Kohlenstoff und C/N-Verhältnis.....	51
4 Literaturverzeichnis	55
TEIL IV: LITHOGENE HAUPTNÄHRSTOFFE (F. Mutsch)	59
1 Allgemeine Grundlagen.....	59
2 Methodik	61
3 Diskussion der Nährstoffe	62
3.1 Phosphor	62

3.1.1	C/P-Verhältnis.....	64
3.2	Kalium.....	66
3.3	Calcium.....	70
3.3.1	Der Calcium-Sättigungsgrad des Auflagehumus.....	73
3.4	Magnesium.....	74
3.5	Eisen.....	77
3.6	Schwefel.....	80
3.6.1	C/S-Verhältnis.....	82
4	Zusammenfassende Betrachtung und Ausblick.....	85
5	Literaturverzeichnis.....	86

TEIL V: SÄUREHAUSHALT - AUSTAUSCHBARE KATIONEN (W. Kilian)..... 89

1	Einführung.....	90
1.1	Acidität.....	91
1.2	Kationen-Austausch.....	91
1.3	Säurepufferung.....	91
2	Quellen der Säurebelastung.....	93
3	pH-Wert.....	94
4	Kationenaustauschkapazität (KAK).....	104
4.1	Physikochemische Filterwirkung der Böden.....	107
5	Basensättigung (V-Wert).....	109
6	Basensumme (S-Wert).....	116
7	Pufferreserven.....	120
8	Austauschbare Kationen.....	121
8.1	Austauschbares Calcium.....	121
8.2	Austauschbares Magnesium.....	124
8.3	Austauschbares Kalium.....	131
8.4	Austauschbares Mangan.....	134
8.5	Austauschbares Eisen.....	137
8.6	Austauschbares Aluminium.....	139
9	Literaturverzeichnis.....	142

BAND 2

TEIL VI: SCHWERMETALLE (F. Mutsch)..... 145

1	Allgemeine Grundlagen.....	145
2	Methodik.....	148
3	Richt- oder Grenzwerte.....	148
4	Eigenschaften der Schwermetalle.....	149
5	Diskussion der Schwermetalle.....	150
5.1	Mangan.....	150
5.2	Kupfer.....	154
5.3	Zink.....	158
5.4	Kobalt.....	162
5.5	Chrom.....	165
5.6	Nickel.....	167
5.7	Blei.....	170
5.8	Cadmium.....	174
6	Schwermetalle als Immissionsindikatoren.....	177
6.1	Expositionsabhängigkeit der Schwermetallimmissionen - Ferntransport.....	180

6.1.1	Quantifizierung der Schwermetallimmissionen	185
6.2	Tiefenverlagerung von Blei und Cadmium.....	185
6.3	Schwermetallimmissionen aus lokalen Quellen	186
7	Zusammenfassende Betrachtung und Ausblick.....	187
8	Literaturverzeichnis	188

TEIL VII: VEGETATIONSÖKOLOGISCHE ANALYSEN (G. Karrer).....193

1	Ökologische Bioindikation.....	194
1.1	Allgemeines zum Zeigerwert der Pflanzen	194
1.2	Ökologische Bioindikation in der Forstökologie	195
2	Ökologische Zeigerwerte auf den Probestflächen der Waldboden-Zustands- inventur	196
2.1	Lichtzahl	196
2.2	Temperaturzahl.....	199
2.3	Kontinentalitätszahl	201
2.4	Feuchtezahl	204
2.5	Reaktionszahl	210
2.6	Stickstoffzahl	217
2.7	Wechselfeuchtezeiger	222
2.8	Überschwemmungszeiger	223
2.9	Schwermetallzeiger	224
3	Bestandes- und Vegetationsmerkmale	225
4	Komplexe vegetationsökologische Auswertungen	226
5	Literaturverzeichnis	227
6	Anhang	230

ZUSAMMENSCHAU UND AUSBLICK (W. Kilian)

1	Die Ergebnisse	243
1.1	Bodenversauerung und Nährstoffhaushalt	243
1.2	Schwermetalle	244
1.3	Vegetation.....	244
2	Ausblick	245
2.1	Erweiterung der Analysenpalette	245
2.2	Methodische Weiterentwicklung der Feldaufnahmen.....	246

EINFÜHRUNG

Walter Kilian

1 Ziele der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur

Die Belastung des Bodens ist ein aktuelles Umweltproblem, seine Erhaltung ein Schwerpunkt der gegenwärtigen Agrar- und Umweltpolitik. Voraussetzung für die Planung und Durchführung von Bodenschutzmaßnahmen ist die Erfassung des Bodenzustandes. Bodenzustandsinventuren stehen daher im Aufgabenkatalog des Österreichischen Bodenschutzkonzeptes an vorderster Stelle.

Dieser Forderung entsprechend wurde für die Waldböden Österreichs erstmals in den Jahren 1988 bis 1991 eine solche systematische Zustandsinventur von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt im gesamten Bundesgebiet durchgeführt. Diese Waldbodenzustandsinventur (WBZI) ist Teil des Waldschaden-Beobachtungssystems (WBS), einem multidisziplinären Projekt der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, welches der Kontrolle des Gesundheitszustandes des Waldes und der Ursachenermittlung der Waldschädigungen dient (NEUMANN, 1991). Die Boden-erhebung soll in diesem Rahmen zu einer umfassenden Kausalanalyse beitragen.

Gleichzeitig erfüllt sie die Kriterien einer Bodenzustandsinventur im Sinne des Bodenschutzkonzeptes

Ihre Ziele sind:

- bundesweit einheitliche Dokumentation des aktuellen Bodenzustandes
- Information über lang- und mittelfristige Veränderungen
- Früherkennung von Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen
- Nachweis des Einflusses von Immissionen, Eingriffen und Maßnahmen
- Einschätzung von Risiken für den derzeitigen und zukünftigen Boden- und Waldzustand
- Feststellung des Abweichungsgrades vom Optimalzustand des Bodens
- Entscheidungshilfe zur Planung von bodenerhaltenden und bodenverbessernden Maßnahmen und damit zur Erhaltung und Verbesserung des Waldzustandes
- Grundlage für die Übertragung von praktischen und Forschungsergebnissen auf andere Waldflächen.
- Schaffung von Informationsstützpunkten für lokale Fragestellungen
- Basisdaten für wissenschaftliche Untersuchungen
- Statistischer Überblick über Bodenmerkmale als Grundlage zur Erstellung von Richt- und Grenzwerten.

Im Gegensatz zur Landwirtschaft stehen für die österreichischen Waldflächen - abgesehen von lokalen Projekten - bisher kaum Standortskarten oder serielle Bodenanalysen zur Verfügung. Durch den systematischen Punkteraster bietet die WBZI erstmals einen Überblick über die durchschnittlichen bodenchemischen und bodenmorphologischen Eigenschaften forstökologischer Einheiten, über „Normal-“ und Extremwerte für Waldböden und gibt damit Anhaltspunkte für die relative Einstufung von lokalen Untersuchungsergebnissen.

Durch zusätzliche pflanzensoziologische Aufnahmen gehen die Aussagemöglichkeiten über die einer allgemeinen Bodenzustandsinventur weit hinaus. Mit den Vegetationsaufnahmen wird der ökosystemaren Betrachtungsweise der Waldstandorte Rechnung getragen. Sie dienen insbesondere zur:

- Indikation des Standortzustandes und (nach späteren Wiederholungsaufnahmen) dessen Veränderung
- Feststellung der potentiellen Waldgesellschaft und des Abweichungsgrades des aktuellen Zustandes (aktuelle Waldgesellschaft) davon.

Als Teil des Gesamtprojektes WBS dienen die Bodendaten darüber hinaus

- zur Unterstützung der Waldschadensbeobachtung,
- als Basisdaten für Untersuchungen anderer Fachgebiete
- zur Kausalanalyse zu den neuartigen Waldschäden.

Die Ergebnisse der WBZI können mit den Daten der übrigen Teilprojekte des WBS verknüpft werden, das sind:

- jährliche terrestrische Erhebungen des Kronenzustandes
- jährliche Nadel- und Blattanalysen
- integrierende Schadstoffmessungen
- forstpathologische Untersuchungen
- zuwachskundliche Untersuchungen
- bestandesgeschichtliche Erhebungen
- periodische Luftbildinventur ausgewählter Gebiete

Die Probestflächen sind weiters mit einer systematischen Auswahl von permanenten Trakt-Hauptpunkten der Österreichischen Forstinventur ident; dadurch ist eine Verbindung auch mit deren Datenmaterial möglich.

Zur Interpretation der Erhebungen:

Im vorliegenden Bericht werden statistische Kenngrößen der untersuchten Böden mit knapper Interpretation im Hinblick auf Bereiche und Richtwerte präsentiert. Weiterführende Interpretationen zu Detailfragen bleiben weiteren Publikationen vorbehalten.

Hier sollen auch die Grenzen von Bodenzustandsinventuren aufgezeigt werden: So ist die Vereinfachung der Daten zu universellen „Gefährdungs-“ und „Schädigungsklassen“ der Böden angesichts der Vielfältigkeit der Fragestellungen nur schwer möglich, zumal viele dervorgeschlagenen Modelle zur „integrativen Betrachtung“ vorerst noch auf sehr schwammigen Begriffen beruhen.

Der Bericht behandelt den derzeitigen IST-ZUSTAND. Erst nach zumindest einer - sicherer nach einer zweiten - Wiederholungsaufnahme nach jeweils 8 - 10 Jahren wird auch eine Trendanalyse möglich sein.

Die Probestflächen sind als Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet; die Palette der Geländeaufnahmen und der analytischen Parameter ist relativ breit, war aber in diesem Umfang nur in einem verhältnismäßig weitmaschigen Netz realisierbar. Die Auswertung kann inhaltlich entsprechend detailliert erfolgen, für flächenbezogene Aussagen ist die Anzahl der Probe-

flächen jedoch meist zu gering. Eine begrenzte Extrapolation auf Flächenangaben ist durch die Verknüpfung mit der Forstinventur über deren Felddaten möglich.

Der Schwerpunkt der Auswertung liegt somit auf der Charakterisierung ökologischer bzw. naturräumlicher Einheiten und auf der (zukünftigen) Beobachtung von Verränderungen auf der konkreten Dauerbeobachtungsfläche.

2 Der Boden und seine Funktionen

Zur Begriffsbestimmung:

Als Boden wird jener Teil der obersten belebten Erdkruste verstanden, der nach unten durch festes oder lockeres Gestein, nach oben durch eine Vegetationsdecke bzw. die Atmosphäre begrenzt wird (ÖNORM L1050, SCHEFFER und SCHÄCHTSCHABEL 1992). Er besteht aus Mineralen, Humus und Bodenlebewesen und besitzt aufgrund seiner Struktur ein Porensystem, welches mit Luft und Wasser gefüllt ist und eine Durchwurzelung erlaubt.

Böden sind:

- dynamische Naturkörper, die sich in Abhängigkeit von Umweltfaktoren gerichtet entwickeln;
- offene Systeme, die in enger Wechselwirkung mit ihrer Umwelt an der Schnittstelle zwischen Litho-, Hydro-, Atmo- und Biosphäre stehen.

Funktionen des Bodens:

Der Boden ist ein essentieller Teil unserer Umwelt. Für den Menschen ist er Träger seines Lebensraumes, Produktionsgrundlage und Rohstoffquelle und erfüllt eine Reihe von Schutzfunktionen.

Im einzelnen wirkt der Boden als:

- Produktionsmittel für Land- und Forstwirtschaft
- Filter
- Puffer
- Speicher (Wasser, Nährstoffe)
- Senke für (anthropogene) Stoffeinträge (Müll, Abwasser, Emissionen)
- Standort für Bauten
- Erlebnisort für Erholung und Freizeit

Beansprucht wird der Boden durch

- Anbau und Nutzung von Kulturpflanzen
- Rohstoff- und Energiegewinnung
- Industrie und Gewerbe
- Siedlung
- Verkehr
- Erholung und Freizeit
- Entsorgung

Verhalten des Bodens gegenüber Belastungen:

Böden reagieren träge auf Veränderungen der Umwelt. Sie besitzen eine gewisse Elastizität, um nach temporären externen Einwirkungen wieder in den vorigen Zustand zurückzukehren. Je nach dem Maß dieser Elastizität gibt es stabile und labile Böden.

Übersteigt das Maß und die Kollision dieser Anforderungen das Belastungsvermögen, die Elastizität des Bodens, so können irreversible Veränderungen eintreten und Bodenfunktionen verloren gehen.

Weitere Folgen können Ertragsminderung, Kontamination von Grundwasser und Lebensmitteln sein.

Dazu kommen totale Bodenverluste durch Erosion, Überbauung, absichtliche Abtragung, Überstau u.a.m.

Im Vordergrund der Diskussion über Bodenbelastungen stehen derzeit:

- Bodenversauerung und Basenverluste durch Säureeintrag oder Nutzungsfehler, Änderung der Baumartenzusammensetzung etc.
- Stickstoffbelastung,
- Schwermetallbelastung und Akkumulation organischer Schadstoffe im Boden,
- Humusveränderungen, Verlust des Bodenlebens,
- Verhalten der Böden gegenüber globalen Klimaänderungen,
- Bodenverlust durch Überbauung

Die vorliegenden Bodenuntersuchungen konzentrieren sich - entsprechend den Empfehlungen zur Bodenzustandsinventur (BLUM et al., 1989) - auf anorganisch-chemische Merkmale. Auf bodenphysikalische und -biologische Untersuchungen wurde vorerst verzichtet, da derzeit keine ausreichend expeditiven Methoden zur Verfügung stehen, welche aus einer einmaligen, seriellen Untersuchung signifikante Daten liefern könnten. Vor allem bodenbiologische Daten müssen späteren Ergänzungsaufnahmen vorbehalten bleiben. Als erster Schritt dazu werden derzeit am Institut für Pflanzenphysiologie der Univ. Wien sämtliche Proben der WBZI auf Enzymaktivität analysiert.

3 Literaturverzeichnis

- BLUM, W.E.H., SPIEGEL, H. & WENZEL, W.W., 1989, Bodenzustandsinventur: Konzeption, Durchführung und Bewertung. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich. ARGE Bodenzustandsinventur der Österr. Bodenkundl. Ges., Hrg: BMLF, Wien, 95 pp.
- NEUMANN, M., 1991: Waldschaden-Beobachtungssystem. FBVA-Berichte 49, 7-13.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGsinstitut, 1989, ÖNORM L 1050 Boden als Pflanzenstandort; Begriffsbestimmungen.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, K.-H. & SCHWERTMANN U., 1992, Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR

Teil I: METHODISCHE GRUNDLAGEN

Michael ENGLISCH, Gerhard KARRER und Franz MUTSCH

Zusammenfassung: Für die Waldboden-Zustandsinventur werden 514 Waldflächen in einem systematischen Raster herangezogen. Auf diesen Flächen wurden Standorts-, Boden- und Vegetationsaufnahmen durchgeführt und Bodenproben nach fixen Tiefenstufen geworben. Der Probeflächenaufbau, die Methodik der Feldaufnahme sowie der Bodenanalysen werden beschrieben. Auf die Vergleichbarkeit der Methoden mit denen, welche bei anderen Bodenzustandsinventuren in Österreich bzw. in Europa angewandt werden, wird eingegangen. Die Datenverwaltung mittels ORACLE-Datenbank und statistische Auswertemethoden werden angerissen.

Stichworte: Waldboden-Zustandsinventur, Standortserhebung, Vegetationsaufnahmen, Bodenanalytik, Methodik

Abstract: The Forest Soil Monitoring System consists of 514 sample plots arranged in a systematic grid. Site-, soil- and vegetation relevées were carried out and soil samples from predefined depth layers were taken. The layout of the plots and methodology of relevées and soil analysis are described. Some aspects of methodological compatibility with other soil monitoring systems in Austria and in Europe are discussed. Data management using an ORACLE data base and some outlines of applied statistical methods are given.

Keywords: soil monitoring, site relevée, vegetation relevée, soil analyses, methodology

Als Voraussetzung für die Durchführung von Bodenzustandsinventuren wurden im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft von der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft in Zusammenarbeit vieler Fachorganisationen Richtlinien erarbeitet, die eine einheitliche Vorgangsweise und Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleisten (BLUM et al., 1989).

Die vorliegende Waldboden-Zustandsinventur folgt diesen Richtlinien. Sie ist Teil des Waldschaden-Beobachtungssystems (WBS), womit sich fachgebietsüberschreitende Interpretationsansätze ergeben. Die Waldboden-Zustandsinventur geht damit über die Möglichkeiten einer Bodenzustandserhebung hinaus. Die Erhebungs- und Analysenpalette entspricht den von der UNE-ECE geforderten Auflagen für Waldschadens- und Bodenzustandserhebungen auf Level 2 (UNEP-ECE, 1991) und geht teilweise darüber hinaus.

1 Probeflächenauswahl und -aufbau

1.1 Erhebungsnetz

Für die Auswahl von Probeflächen für Erhebungen, die für Großräume repräsentative Ergebnisse erbringen sollen, stehen zwei Alternativen zur Wahl: Ein starres Rasternetz oder freie Festlegungen nach bodenkundlichen oder anderen speziellen Fragestellungen.

Für die vorliegende Untersuchung wurde die erste Möglichkeit gewählt. Ausschlaggebend hierfür waren folgende methodische Vorteile:

- Zufälligkeit der Lage der Probeflächen in bezug auf ökologische Gegebenheiten
- Wegfall der aufwendigen Vorerkundung und Vorauswahl der Flächen
- Verwendbarkeit für geostatistische Rechen- und Auswerteverfahren
- Übersichtliche graphische Darstellung

Dafür mußte in Kauf genommen werden, daß kleinräumig auftretende geologische und morphologische Einheiten nicht oder überrepräsentativ erfaßt wurden.

Die Probeflächen der bundesweiten Waldboden-Zustandsinventur, welche mit den Netzknoten des Waldschaden-Beobachtungssystems (WBS) ident sind, stellen eine systematische Auswahl aus dem Rasternetz 1981/85 der Österreichischen Forstinventur dar. Die Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen erfolgte auf den Hauptpunkten jedes fünften permanenten Traktes der Forstinventur 1981/85, wodurch sich ein Punktraster von $8,7 \times 8,7$ km ergibt. Dieses Netz ergibt eine Gesamtzahl von 534 Probeflächen auf Holzboden, von denen 514 tatsächlich aufgesucht wurden. Der Rest ist größtenteils in für Probenahmen ungangbarem Gelände gelegen, oder für die Untersuchung nicht geeignet. Auf 513 Probeflächen wurden vegetationskundliche Erhebungen durchgeführt, für 511 chemische Analysen erstellt.

Auf diesen Probeflächen finden auch die Erhebungen anderer Teilprojekte des WBS statt: So erfolgt auf allen 534 Flächen die jährliche flächenhafte Kronenzustandserhebung, auf zirka 180 Probeflächen werden zusätzlich dazu zumindest 30 eingemessene Probebäume taxiert. Auf rund 290 Punkten wurden Probebäume zur jährlichen Blatt- oder Nadelanalyse ausgewählt.

1.2 Probeflächenaufbau

Der Mittelpunkt der Probeflächen des WBS-Netzes entspricht dem jeweiligen Trakthauptpunkt der Österreichischen Forstinventur. Um diesen schließt sich der innere Kreis zur flächenhaften Kronenansprache mit einem Radius von 17,83 m (≈ 1000 m²) und der äußere Kreis der Kronenansprache an Einzelbäumen mit einem Radius von 30 m.

Außerhalb - am Rande dieses Kreises, maximal jedoch 50 m vom Mittelpunkt entfernt - wurden 3 Bäume zur Probengewinnung für die jährlichen Nadel- bzw. Blattanalysen ausgewählt. Ihnen ist bei homogenen Standortverhältnissen jeweils eine Profilgrube zur Bodenansprache und Bodenprobenentnahme zugeordnet (Abbildung 1.1). Bei heterogenem Standort wurde nur die flächenmäßig überwiegende Standortskomponente beprobt und die Profilgruben nur jenem Probbaum (jenen Probebäumen) zugeordnet, der (die) auf dieser Komponente stockt (stocken). Im unmittelbaren Bereich dieser Profilgruben wurden die Humusproben geworben.

Um Einflüssen wie Stammablauf und Kronentrauf auszuweichen, wurde der Stammzwischenbereich im Mindestabstand von 2 m und im Maximalabstand von 5 m vom Stamm beprobt.

Standen auf der Probefläche keine Probenbäume zur Verfügung (Bestände unter einem Alter von 60 Jahren, Blößen, Jugend etc.), so wurden die Profilgruben im Radius von etwa 10 m um den Probeflächenmittelpunkt, jedenfalls aber innerhalb der 1000 m²-Fläche geöffnet.

Die Ansprache der Standortmerkmale erfolgte in der Regel auf einer Fläche von 1000 m², abhängig vom Standortmosaik der Probefläche kam es jedoch auch zu anderen Ausmaßen.

Die vegetationskundlich erhobene Fläche lag im allgemeinen zwischen den drei Probebäumen und umfaßte 150 bis 500 m² (durchschnittlich 200 m²). Für die Abgrenzung dieser Fläche galten prinzipiell dieselben Homogenitätskriterien wie für die Auswahl der Probenbäume und die Standortansprache. Besonderes Augenmerk galt der Vermeidung steiler Licht- und Feuchtigkeitsgradienten um Bestandeslücken und -ränder, Rückegassen, Naßgallen und Felsblöcke.

Da das Probeflächennetz bereits im Rahmen des WBS und der Österreichischen Forstinventur eingemessen und eingerichtet worden war, waren keine speziellen Vorbereitungsarbeiten erforderlich. Eine Übersicht über die Lage der Probeflächen und deren Codierung wird in der Karte 1.1 gegeben.

Karte 1.1: Probeflächenübersicht von Waldboden-Zustandsinventur und Waldschaden-Beobachtungssystem mit Punktcodierung

Die Erhebungsmethodik entspricht den „Richtlinien zur Waldbodenuntersuchung“ (BLUM et al., 1986) und ist im einzelnen der Anleitung zur Feldarbeit und Probennahme der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (KILIAN & MAJER, 1990) zu entnehmen.

Folgende Parameter wurden im Gelände erhoben:

a. Ortsdaten:

Probeflächencode innerhalb des WBS-Netzes, Koordinaten im Bundesmeldenetz
Querverweise auf andere Netze, z.B. Österreichische Forstinventur
Seehöhe

b. Standortdaten:

Wuchsraum (nach der Gliederung des Institutes für Standortkunde (KILIAN, 1972))
klimatische Höhenstufe
Exposition
Hangneigung
Relief und Kleinrelief
Ausgangsgestein (Grundgestein und Deckschichten)
Bodenhydrologische Merkmale (Hangwasserzug, Grundwasserstand)
Wasserhaushaltsstufe
Gründigkeit des Bodens
Die Merkmalsausprägungen der einzelnen Standortparameter wurden in standardisierten Merkmalsklassen zusammengefaßt.

c. Vegetation:

Vegetationstyp
Begrünungsgrad
Vegetationsaufnahmen

d. Boden- und Humuseigenschaften

Auflagehumus:

Humushorizontierung
Humusausgangsmaterial
Lagerung
Durchwurzelung

Humusform (im Sinne des ARBEITSKREISES STANDORTS-KARTIERUNG, 1980)

Mineralboden

Horizontbezeichnung
Horizontmächtigkeit
Deutlichkeit und Form der Horizontabgrenzung
Textur und Struktur (Art und Größe)
Skelettgehalt

Bodenfarbe (nach MUNSELL, 1975)

Fleckung

Karbonatstest (Feld-Schnelltest mit HCl)

Durchwurzelung

Der Bodentyp wurde nach der österreichischen Bodensystematik (FINK, 1969; verändert) angesprochen.

Sämtliche Erhebungsmerkmale wurden zwecks computergestützter Auswertung codiert. Die Codierung der Bodentypen ist aus Tabelle II.2, jene des Grundgesteins aus Tabelle II.1 und die der Vegetationstypen aus Tabelle II.14 (ENGLISCH, 1992) zu entnehmen.

Die Ansprache der klimatischen Höhenstufen erfolgt unter der Verwendung von Vegetationsmerkmalen. Die nachfolgenden Höhenangaben in Metern sind Richtwerte, die je nach Relief und Wuchsgebiet variieren:

Code	Klimat. Höhenstufe	Seehöhe (m)
1	kollin-planar	0- 300 (600)
2	submontan	(200) 300- 600 (1000)
3	tief- u. mittelmontan	(500) 600- 1200 (1300)
4	hochmontan	(1000) 1200- 1400 (1600)
5	tiefsubalpin	(1100) 1600- 1800 (1800)
6	hochsubalpin	(1500) 1800- 2200 (2400)

Die Merkmalsausprägungen bzw. der Codierungsschlüssel der übrigen, skalar gestuften Parameter sind in den Erhebungsformblättern (Abbildungen I.2 und I.3) festgelegt.

Die Bestandesbeschreibung wurde aus der allgemeinen Einrichtung der WBS-Probeblächen im wesentlichen übernommen.

Zur späteren Wiederauffindung der Profilgruben wurde ein Einmeßprotokoll angelegt.

1.3 Vegetationskundliche Merkmalsansprache

Für ökologische Fragestellungen wie der Waldboden-Zustandsinventur erweist sich die Erfassung der Vegetation mittels forstlicher Vegetationstypen (im Sinn von HUFNAGL, 1970 bzw. KILIAN & MAJER, 1990) als unzureichend. Durch die vollständige qualitative und quantitative Erhebung der Arten aller Vegetationsschichten ist ein wesentlich tieferes Verständnis des Standortscharakters und -zustands zu erwarten.

Die berücksichtigten forstlichen Vegetationstypen sind in Tabelle II.14 angeführt und bei KILIAN & MAJER (1990) im Detail beschrieben.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten modifiziert nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964). Die Gesamtdeckung der Krautschicht (incl. Mooschicht) wurde in einer abgestuften Deckungswert-Prozentskala als „Begrünungsgrad“ (siehe Abbildung I.3) vorgenommen.

Die Arten in der Strauch-, Kraut- und Mooschicht wurden mit den Abundanz/Dominanzwerten nach BRAUN-BLANQUET (l.c.) versehen, wobei „r“ und „+“ als „+“ zusammengefaßt wurden (s. Abbildung I.3). Auf die Angabe der zum Großteil taxonspezifischen Soziabilitätswerte wurde verzichtet. Im Feld nicht eindeutig bestimmte Arten wurden an Hand von Belegen nachbestimmt.

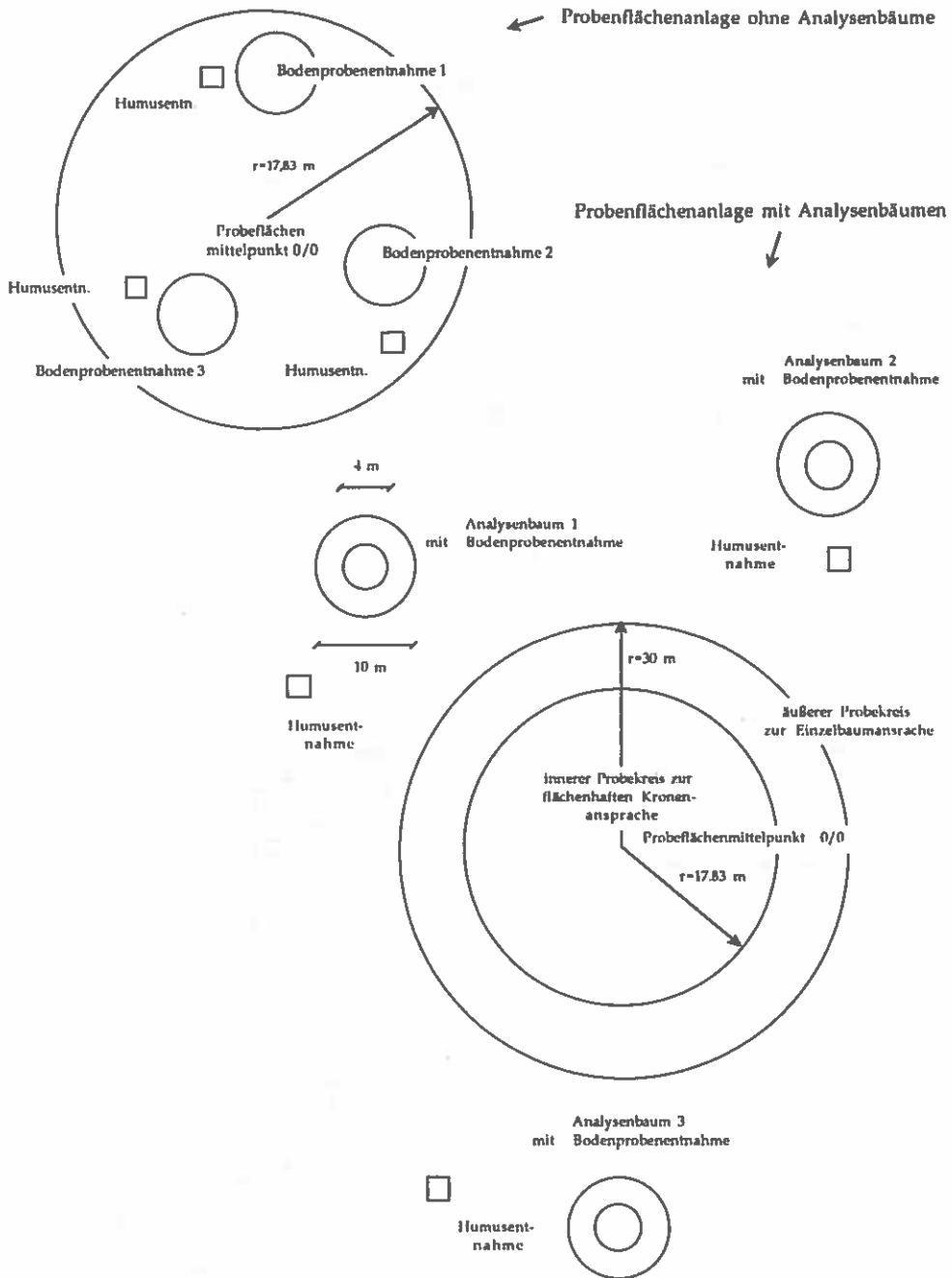


Abbildung I.1: Aufbau der Probeflächen von Waldboden-Zustandsinventur und Waldschaden-Beobachtungssystem

WBS - WALDBODENERHEBUNG

1. Standorts- und Vegetationsbeschreibung

Aufnahmedatum

--	--

--	--

--	--	--	--

Aufnahmegruppe _____

Ortsdaten :

Kernzahl d. Probestelle lt. WBS

1 2 3

1 - Bundesland, 2 - BFI
3 - Meßpunkt Nr.

OK Nr.

111

Hochwert

Rechtswert

Meridian

Trakt Nr.
(Forstinventur)

--	--	--	--	--	--

--	--	--	--	--	--

10/10

--	--	--	--	--	--	--

Standort :

Wuchsraum

klimat. Höherstufe

Meereshöhe

--	--	--	--	--

Exposition: N NO O S SW W NW eben

Hangneigung

Geländeform

Geländeform	
01	Ebene
02	Verebnung
03	Talboden
04	Terrasse
05	Platte
06	Mulde, Kessel
07	Wanne
08	Graben
09	Oberhang
10	Unterhang
11	Mittelhang
12	Hangverstellung
13	Hangverebnung
14	Kuppe
15	Rücken
16	Riedel, Wall
17	Hangfuß
18	Schwerm - Schuttschur
19	Schwerm - Schuttkegel

Ausdehnung des
Relieftes in m

horizontal

vertikal

Kleinrelief

ausgeglichen	1
Rinnen,Gräben	2
Buckel,Schichtköpfe	3
Blockflur	4

lt.geologischer Karte

Grundgestein
lt. Geländebefund

Deckschichten

Bodenhydrologische Verhältnisse

Grundwasserstand
cm

Wasserhaushaltsstufen

1	Oberflächenabfluß	(2 Angaben möglich)
2	Oberflächenzufluß	
3	Grundwasser	
4	Stauwasser, Trockenphase überwiegt	
5	Stauwasser, Trocken- und Naßphase gleich	
6	Stauwasser, Naßphase überwiegt	
7	Hangwasser	

min max

tro	mä t	mä f	fri	sehr fri	feucht	naß
1	2	3	4	5	6	7

Gründigkeit des Bodens

bis 15 cm	15-30	30-60	60-120	> 120 cm
1	2	3	4	5

Standort des Probenbereiches weicht von der Gesamtfläche bzw. Flächenmittelpunkt ab

Witterung der Vorperiode

Bodenvegetation:

Vegetationstyp ☐ ☐ ☐[illegible]

Abbildung 1.2: Erhebungsblatt: Standortbeschreibung und Vegetationsaufnahme

2. Bodenansprache

Bodentyp

Humusform

Humusprofil

Horizont	Horizont mächtig- keit von-bis in cm	Material z.B. Fi-Streu Gras- wurzelfilz	Lagerung							Durchwurzelung					Schwierig- keit		
			1	2	3	4	5	6	7	0	1	2	3	4	5	ja	nein
			locker	verlebt	schichtig	brechbar	bröckelig	kompakt	andere	nicht dw.	schwach	mittel	stark	sehr stark	Wurzelfilz		

Mineralboden

Horizont	Horizont- mächtig- keit von-bis in cm	Horiz. abgr.		Bodenart	Skelett- gehalt			Boden- farbe	Fleckung					Karbo- nate		Struktur		Durch- wurzelung		
		Deutlichkeit	Form		Anteil	Art	Anteil		Art	Häufigkeit	Kontrast	Art	Häufigkeit	Kontrast	Art	Häufigk.-Konz.	ja		nein	keine Aggreg- te Deutl. d. Agg- Form d. Agg.

*) Strukturangabe fakultativ, nach Maßg.d.Möglichk.

Ergänzende Beobachtungen

3. Bodenproben

A. Humusauflage

Anzahl d. Rahmen 25 x 25

Probe Nr.	Mächtigkeit	cm	Trockengewicht der Probe (g)	Auflage Trockengew. kg / m ²
	Profil 1	Mittel		
	Profil 2			
	Profil 3			

stark umrandete Felder nur vom Labor auszufüllen

B. Mineralboden

Probe Nr.	Tiefenstufe	Anmerkung
	0 - 10 cm	
	10 - 20 cm	
	20 - 30 cm	
	30 - 50 cm	

C. Lage der Probestellen

	N-Winkel(g)	Distanz (m)	Bezugsp.
Profil 1			
Profil 2			
Profil 3			

Abbildung I.3: Erhebungsblatt: Profilbeschreibung

2 Bodenprobennahme

Auflagehumus

Es wurden mindestens drei, bei geringer Auflagemächtigkeit eine größere Anzahl von Humusproben mittels Stechrahmen (25 x 25 cm) volumsgerecht entnommen und zu einer Mischprobe pro Probefläche, welche sämtliche humose Auflagehorizonte beinhaltet, vereinigt. Aufgrund der volumsgerechten Probennahme können die Elementmengen pro Flächeneinheit errechnet werden.

Mineralbodenproben

Die Proben des Mineralbodens wurden getrennt nach fixen Tiefenstufen (geometrischen Horizonten) und zwar 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm und 30-50 cm - nicht volumsgerecht - als Mischproben aus 3 Profilgruben geworben. Das Probenmaterial wurde, um den Streuungsfehler zu verringern, jeweils aus allen 4 Profilwänden entnommen. Elementmengen pro Flächeneinheit können unter Berücksichtigung des im Zuge der Bodenprofilbeschreibung geschätzten Skelettgehalts und des von Bodentyp und Bodenart abhängigen Raumgewichts geschätzt werden.

Die Probennahme nach geometrischen Horizonten wurde nach eingehenden Diskussionen deshalb gewählt, weil nur sie die räumliche und zeitliche Vergleichbarkeit der Analysendaten sicherstellt, auch dann, wenn die diagnostischen Bodenhorizonte zwischen den Einzelprofilen stark variieren (dieser Fall konnte durch die Auswahl homogener Teilbereiche der Probeflächen eingeschränkt werden) und sich über den Zeitablauf ändern. Das Problem unterschiedlicher Probennahme infolge divergierender Ansprache der bodendiagnostischen Horizonte durch verschiedene Aufnahmeteams wird vermieden. Ein weiterer Vorteil der tiefenstufenorientierten Probenwerbung liegt in den für alle Bodentypen gleichen kartographischen Darstellungsmöglichkeiten sowie in der besseren statistischen Bearbeitbarkeit. Alle diese Argumente tragen dazu bei, auch bei internationalen Bodenuntersuchungsnetzen die tiefenstufenorientierte Probennahme zu bevorzugen.

Die Nachteile einer Beprobung nach geometrischen Horizonten liegen in der Mischung von Material aus verschiedenen *genetischen* Horizonten zu einer Probe. Damit werden die spezifischen Eigenschaften der Einzelhorizonte verwischt. Auch die Merkmale der Bodenprofilbeschreibung, die nach genetischen Horizonten erhoben werden, verlieren den direkten Bezug zur chemischen Analyse.

3 Bodenanalytik

Die verwendete Analysenmethodik lehnt sich an die Broschüren „Waldbodenuntersuchung“ (BLUM et al., 1986) und „Bodenzustandsinventur“ (BLUM et al., 1989) an. Die in diesen Arbeiten angeführten Methoden liegen großteils als ÖNORM vor.

Für die Analyse wurde der lufttrockene Feinboden (Siebung auf ≤ 2 mm) herangezogen. Für die Bestimmungen von organischem Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff, Gesamt-Schwefel und Karbonat wurde der Boden zusätzlich feinvermahlen.

Folgende Parameter wurden analysiert:

pH (CaCl₂) - potentielle Acidität: 10 g Mineralboden (2 g Auflagehumus) wurden mit 25 ml 0,01 mol/l CaCl₂-Lösung versetzt (ÖNORM L 1083).

pH (H₂O) - aktuelle Acidität: 10 g Mineralboden (2 g Auflagehumus) wurden mit 25 ml entionisiertem Wasser versetzt (ÖNORM L 1083).

Karbonat: Gasvolumetrische Bestimmung nach Scheibler (ÖNORM L 1084).

Organischer Kohlenstoff: Es wurde der Gesamt-Kohlenstoff durch Verbrennung der Proben im O₂-Strom und nachfolgender IR-Detektion des gebildeten CO₂ bestimmt. Bei karbonathaltigen Böden wurde der Karbonat-Kohlenstoff abgezogen (ÖNORM L 1080).

Gesamt-Stickstoff: Bestimmung nach Kjeldahl (ÖNORM L 1082).

Gesamt-Schwefel: Bestimmung durch Verbrennung der Probe im O₂-Strom und IR-Detektion des gebildeten SO₂. Es wurde nur der Auflagehumus analysiert.

Mineralische Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluß: Im Säureaufschluß wird annähernd der Gehalt an Nähr- und Schadelementen erfaßt, der mittelfristig aus physikalischer und chemischer Verwitterung von Primärmineralen freigesetzt wird bzw. aus Immissionen stammt. Die Methode dient daher zur Beurteilung des Vorrates an Nähr-elementen eines Standortes und des Auftretens allfälliger Intoxikationen durch bodenbürtige oder immitrierte Schadelemente.

2 g Probe wurden mit 16 ml eines Säuregemisches aus 5 Teilen Salpetersäure und 1 Teil Perchlorsäure erhitzt. Der fertige Säureaufschluß wurde mit entionisiertem Wasser auf 100 ml aufgefüllt (ÖNORM L 1085). Darin wurden bestimmt: P, K, Ca, Mg, Fe (Angabe dieser Elemente in Oxidform) sowie Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, Cd. Im Auflagehumus wurde zusätzlich Al analysiert. P wurde als Farbkomplex mittels Spektralphotometer, die übrigen Elemente mit einem Atomabsorptionsspektrometer bestimmt. Mit Ausnahme von Cd, welches im Graphitrohr analysiert wurde, wurden alle anderen Elemente in der Flamme gemessen.

Austauschbare Kationen - Kationenaustauschkapazität: Die austauschbaren Kationen und die Kationenaustauschkapazität werden in Mineralböden, nicht jedoch im Auflagehumus bestimmt. Für Böden mit pH-Werten (in CaCl₂-Lösung) $\geq 6,5$ wurde mit einer gepufferten (mit Triethanolamin auf pH 8,2) 0,1 mol/l BaCl₂-Lösung ausgetauscht; für Böden mit pH-Werten (in CaCl₂-Lösung) $< 6,5$ wurde ungepufferte 0,1 mol/l-BaCl₂ verwendet. 5 g Boden wurden mit 100 ml Extraktionslösung geschüttelt (ÖNORM L 1086).

Im gepufferten Extrakt wurden nur K⁺, Ca⁺⁺ und Mg⁺⁺, im ungepufferten Extrakt zusätzlich H⁺ sowie Fe, Mn und Al als Fe⁺⁺⁺, Mn⁺⁺ und Al⁺⁺⁺ analysiert. (Im gepufferten Extrakt können die Gehalte an H-, Fe-, Mn- und Al-Ionen als „Null“-Werte angesehen werden.) H⁺ wurde mit einem pH-Meter, die übrigen Kationen mit einem Atomabsorptionsspektrometer bestimmt.

Aus diesen Einzelbestimmungen wurden die Kationenaustauschkapazität (KAK) als Summe sämtlicher Kationen, die Basensumme (S-Wert) als Summe von K, Ca und Mg, die Basensättigung (V-Wert) als Prozentanteil des S-Wertes an der KAK, sowie der Prozentanteil der einzelnen Kationen an der KAK errechnet.

Zur Absicherung der Ergebnisse wurde die Kationenaustauschkapazität neben der Aufsummierung der einzelnen Kationen zusätzlich durch Rücktausch des eingetauschten Ba (mit 0,2 mol/l HCl) bestimmt. Bei karbonathaltigen Böden wurden mit Hilfe dieses Rücktausches wegen nicht zu verhindernder Lösung von Ca und Mg deren gemessene Werte korrigiert. In Anlehnung an KESSEBA (1962), wurde folgendermaßen vorgegangen: Bei den gepufferten Extrakten wurde der Rücktausch des Ba als 100 % Austauschkapazität angesehen, der ausgetauschte K-Wert wurde unverändert gelassen und die ausgetauschten Ca- und Mg-Gehalte wurden proportional zum (geringeren) Ba-Rücktausch korrigiert.

Die Angaben erfolgen in Millimol Ionen-Äquivalent (mmol IEq) pro 100 g Feinboden.

Korngrößen: Es wurde eine kombinierte Sieb- und Sedimentationsmethode angewandt (ÖNORM L 1061). Es wurde nur die Tiefenstufe 30-50 cm analysiert. Diese wurde aufgrund ihres relativ geringen Gehaltes an organischer Substanz gewählt. War die Probe dennoch humus- und/oder karbonatreich, wurde die Bestimmung der Korngrößen unterlassen. 6 Fraktionen wurden bestimmt:

Sand:	200-	2000 µm	63	-	200 µm		
Schluff:	20-	63 µm	6,3	-	20 µm	2-	6,3 µm
Ton:	0-	2 µm					

Absicherung der Methodik

Das bodenchemische Labor der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien überprüft durch die Teilnahme an verschiedenen nationalen und internationalen Ringanalysen (ALVA Fachgruppe Boden, ASAC Arbeitsgruppe Atomspektroskopie, ECE/ICP-Forest) seine Analytik. Zusätzlich wurden Standardböden und Standardreferenzmaterialien (CEC S 1, CEC S 7, CEC SO4) zur Methodenabsicherung eingesetzt.

Bodenprobenbank

Von sämtlichen Auflagehumus- und Mineralbodenproben werden Restmengen aufbewahrt. Diese Proben sollen Analysen auch zu anderen Fragestellungen ermöglichen. Außerdem dienen sie als Referenzmaterial, um bei den beabsichtigten periodischen Wiederholungsaufnahmen Änderungen der Analyseergebnisse, bedingt durch mögliche Unterschiede in der Aufschluß- oder Analysetechnik, erkennen und von tatsächlich eingetretenen Veränderungen des chemischen Bodenzustandes unterscheiden zu können.

4 Datenverwaltung und Auswertung

4.1 Datenverwaltung

Die Datenspeicherung, Datenverwaltung und Auswertung erfolgte auf dem VAX-Cluster der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (1 Microvax 3300, 1 Microvax 4000). Sämtliche Daten sind nach Sachgebieten getrennt in Datenbanktabellen gespeichert. Aus der Datenstruktur heraus ergab sich die Zusammenfassung von Standortparametern, Bodenprofilbeschreibungen, Humusanspracheparametern und den Werten der chemischen Analyse zur bodenkundlichen Datenbank GEA und der Vegetationsaufnahmen mit den zugehörigen ökologischen Zeigerwerten zur vegetationskundlichen Datenbank FOREC (Abbildung 1.4).

Dies erfolgte bis 1989 mittels an der FBVA entwickelter Software und wurde 1990 durch das relationale Datenbanksystem ORACLE komplettiert.

Die Implementierung des Systems erlaubt die verknüpfte Auswertung der einzelnen Sachgebiete. Mehrere Ordnungsvariablen und Verknüpfungsroutinen gewährleisten darüber hinaus die Verbindung zu Daten anderer Erhebungssysteme (z.B. des Bioindikatornetzes, der Forstinventur und der regionalen Verdichtungsnetze).

Die codiert erfaßten Standorts- und Bodenprofilbeschreibungen können durch ein Decodierungsprogramm in Reinschrift ausgegeben werden. Analog dazu können auch die Analysendaten alleine oder in Verbindung mit Standortdaten nach ökologischen oder geographischen Gegebenheiten sortiert ausgegeben werden.

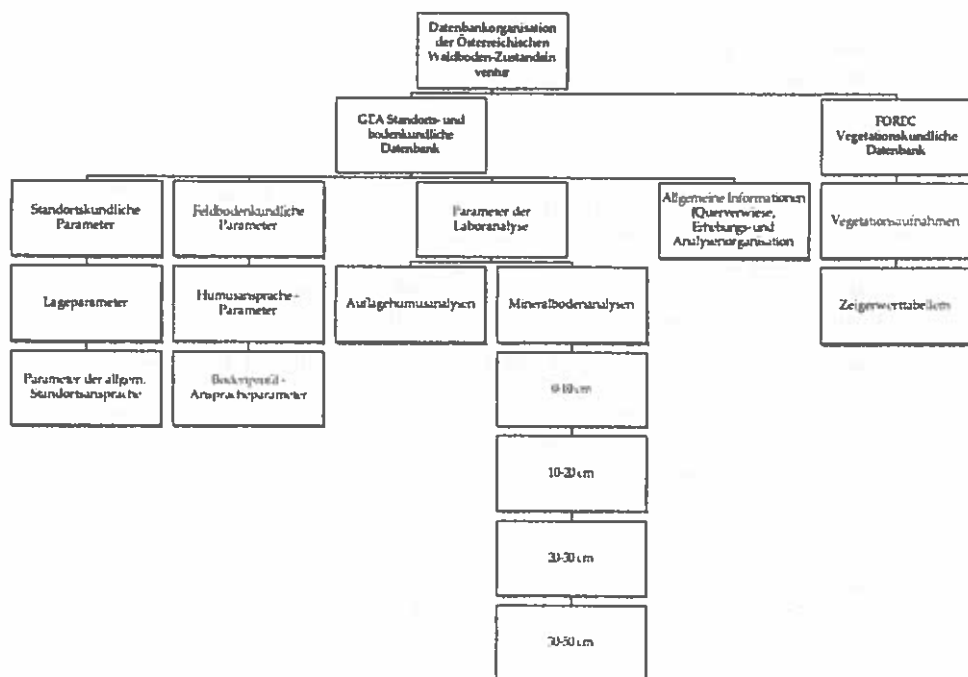


Abbildung I.4: Überblick über die Datenbankorganisation

Die kartographischen Darstellungen einzelner Parameter erfolgten mittels an der FBVA hergestellter Software, die auf dem Grafiksystem GKS aufbaut, auf einem A0-Elektrostatplotter. Rechenoperationen wurden mit den Statistikpaketen GENSTAT, SPSS oder direkt in der Datenbank durchgeführt.

Bei der vegetationskundlichen Auswertung werden Clusteranalysen, Hauptfaktorenanalyse, Korrelationsanalyse und kanonische Korrespondenzanalyse aus den Programmpaketen TWINSPAN, CANOCO und MULVA-4 angewandt.

Die arithmetischen Mittel für die ökologischen Zeigerwerte wurden im Programm OEK-SYN (SPATZ et al., 1979) und in ORACLE gerechnet.

4.2 Auswertemethodik

Bodenkundliche Daten

Konzeption und Ablauf der Auswertung zeigt Abbildung I.5. Die Rohdaten von Standortserhebung, Bodenansprache und -analyse wurden nach formaler und sachlicher Korrektur in die Datenbank GEA übertragen. Um einen ökologischen Überblick zu geben, wurden, soweit sinn-

voll, alle Parameter über folgende Merkmale stratifiziert: Bodentypengruppen, Großlandschaften sowie eine Teilung der Bodenprofile in karbonatbeeinflusste und karbonatfreie.

Für die Kollektive „karbonatfreie“ bzw. „karbonatbeeinflusste“ Böden werden folgende statistische Kenngrößen angegeben: 10er Perzentil, Median, 90er Perzentil, Minimum, Maximum, Mittelwert und Standardabweichung. Für die restlichen Stratifizierungsmerkmale wird der Median angegeben.

Zur Analyse der Bodenproben wurden für karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Böden z.T. unterschiedliche (modifizierte) Methoden eingesetzt. Diese bei der Laborarbeit notwendige Differenzierung stellt in der Regel auch in der Natur ein klares Unterscheidungsmerkmal dar, welches deutlicher als viele andere Stratifizierungsmerkmale auftritt: Karbonathaltige Böden unterscheiden sich nicht nur durch ihren Chemismus von karbonatfreien, sondern sind zumeist auch trockener und wärmer. Diese grundlegenden chemischen und physikalischen Unterschiede haben auch zur Ausbildung entsprechend adaptierter Vegetation geführt: die calcicolen und calcifugen bzw. basiphilen und acidophilen Pflanzen.

Als „karbonatbeeinflusst“ wurden Profile definiert, die in zumindest einer der beprobten Bodenschichten Karbonat aufweisen. Dazu kommen jene Profile, in denen zwar kein Karbonat gefunden wurde, die jedoch auf karbonathaltigem Ausgangsgestein gelegen sind, da auch tieferliegendes Karbonat ökologisch wirksam ist und den Standort beeinflusst. Es wurden daher neben dem Karbonatgehalt die Daten der Felderhebung (Bodentyp, Ausgangsmaterial), ergänzt durch die pH-Werte und die Basensättigung, für die Aufspaltung in karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Standorte berücksichtigt. Von den insgesamt 511 bodenchemisch erfaßten Punkten zählen somit insgesamt 178 (35 %) zu den karbonatbeeinflussten, und 333 (65 %) zu den karbonatfreien Standorten. Aus den Kartendarstellungen VI.5 und VI.6 ist die räumliche Verteilung der karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Probestellen ersichtlich (MUTSCH, 1992b).

Um ausreichend besetzte Kollektive zu beschreiben und zum Zwecke der Übersichtlichkeit wurden verschiedene Bodentypen und Wuchsräume zusammengefaßt. Die Vorgangsweise zur Erstellung dieser Gruppierung ist in ENGLISCH (1992) erläutert.

Soweit zur Abgrenzung von Gruppen statistische Tests zur Anwendung kamen, wurde verteilungsfreies Verfahren, wie dem U-Test nach Wilcoxon, Mann & Whitney (MANN & WHITNEY, 1947) der Vorzug gegeben.

Die Konzeption der im weiteren geplanten Arbeitsschritte für die Bearbeitung regionaler oder sachliche Teilaspekte zeigt der untere Abschnitt von Abbildung I.5. Mit Hilfe direkter und indirekter Clusterverfahren wird versucht werden, Faktorengruppen, welche auf den Zustand des Waldbodens Einfluß nehmen, und vor allem deren gegenseitige Abhängigkeiten zu beschreiben. Erste Ergebnisse dieses Auswerteverfahrens sind bereits in Teil IV dieses Bandes eingeflossen (MUTSCH, 1992a).

Vegetationskundliche Daten

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt EHRENDORFER (1973) und den Ergänzungen dazu (GUTERMANN & al., 1976), die der Moose FRAHM & FREY (1983) und jene der Flechten überwiegend POELT (1966) und POELT & VEZDA (1980, 1981).

Für die vegetationskundliche Auswertung mußten die in Zehntel angegebene Flächenanteile der einzelnen Baumarten, die von der allgemeinen Flächeneinrichtung des WBS übernommen wurden, in Abundanz/Dominanzwerte nach BRAUN-BLANQUET umgerechnet werden.

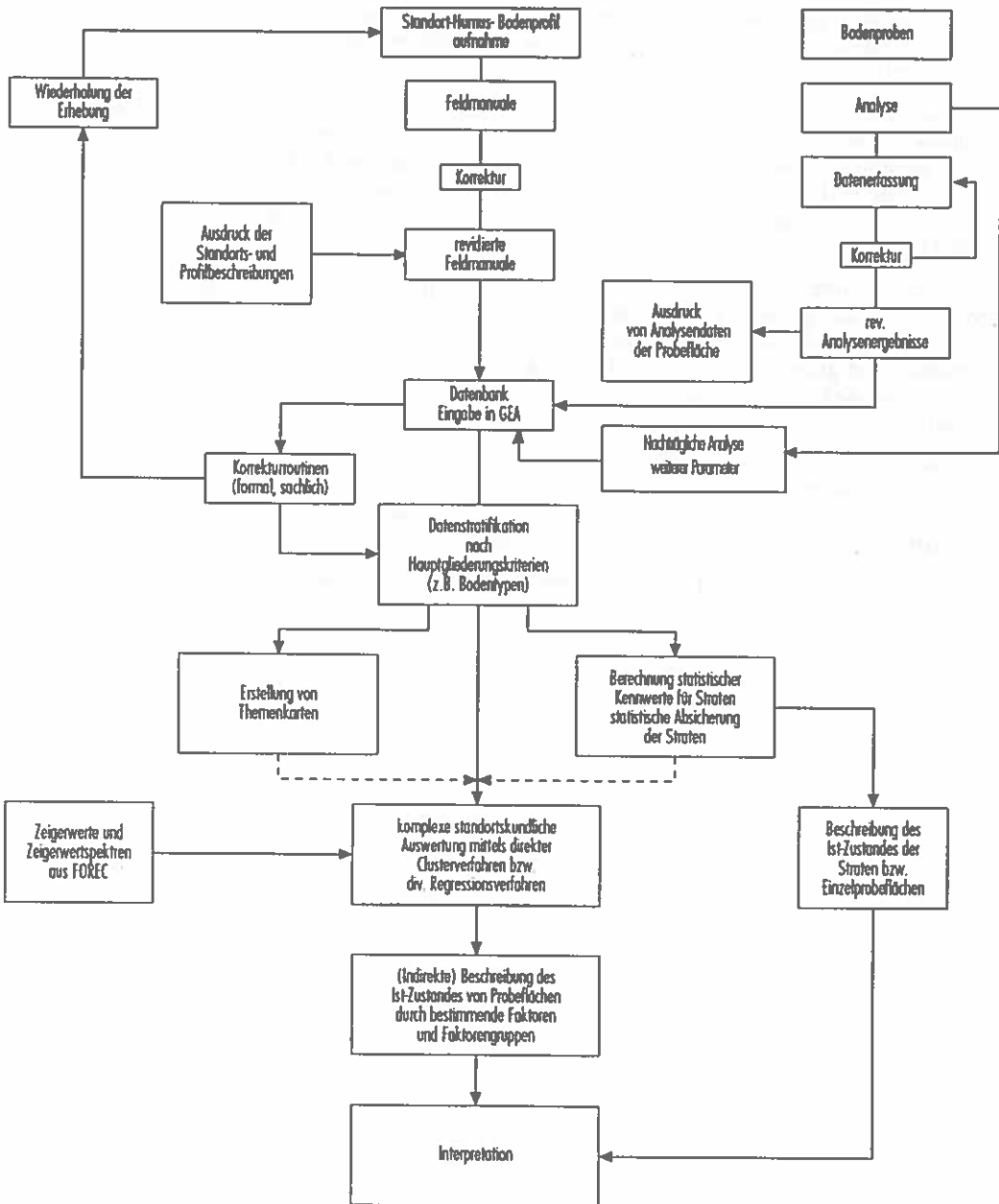


Abbildung 1.5: Ablauforganisation der Auswertung der Waldboden-Zustandsinventur

Der Großteil der im Gelände nicht ansprechbaren Pflanzen wurden an der FBVA bestimmt. Ein kleinerer Teil der Moose sowie der Flechten wurde extern revidiert oder bestimmt. Rund 20 000 Einzelangaben wurden - soweit es beurteilbar war - auf ihre Validität überprüft. In manchen Fällen war eine Kontrollaufnahme zu einer anderen Jahreszeit notwendig (vgl. KARRER, 1991).

Die nach diesen Kontrollen definitiven Vegetationsaufnahmen wurden in das vegetationsökologische Auswertungspaket FOREC an der FBVA eingegeben. Nach der Transformation in jeweils geeignete Datenformate (Cornell Condensed Format (vgl. HILL, 1979), MULVA-Format (vgl. WILDI & ORLOCI, 1990), OEKSYN-Format (vgl. SPATZ et al., 1979)) wurden die Daten in den Programmpaketen CANOCO (ter BRAAK, 1988) und MULVA-4 (WILDI & ORLOCI, 1990) behandelt.

Die Weiterbearbeitung der Vegetationsaufnahmen erfolgte in zwei Richtungen: Einerseits wurden die ökologischen Zeigerwerte und Zeigerwertspektren für jede einzelne Aufnahme ermittelt, zum anderen wurde der Gesamtdatensatz einer multivariaten Analyse zugeführt, um Ausreißer und größere, floristisch und/oder ökologisch definierte Gruppen von Probepunkten sowie Zusammenhänge zwischen den vegetationskundlichen und bodenkundlichen Daten zu erkennen.

Als Basis für die Arbeit mit den ökologischen Zeigerwerten wurde auf eine österreichweit gültige Zeigerwertliste zurückgegriffen, die in KARRER (1992) näher beschrieben wird. Die Berechnung der arithmetischen Mittel von ungewichteten und gewichteten ökologischen Zeigerwerten der Krautschicht erfolgte mit dem Programm OEKSYN (vgl. SPATZ et al., 1979).

Sämtliche Arbeitsschritte bei der vegetationskundlichen Auswertung sind in Abbildung 1.6 dargestellt.

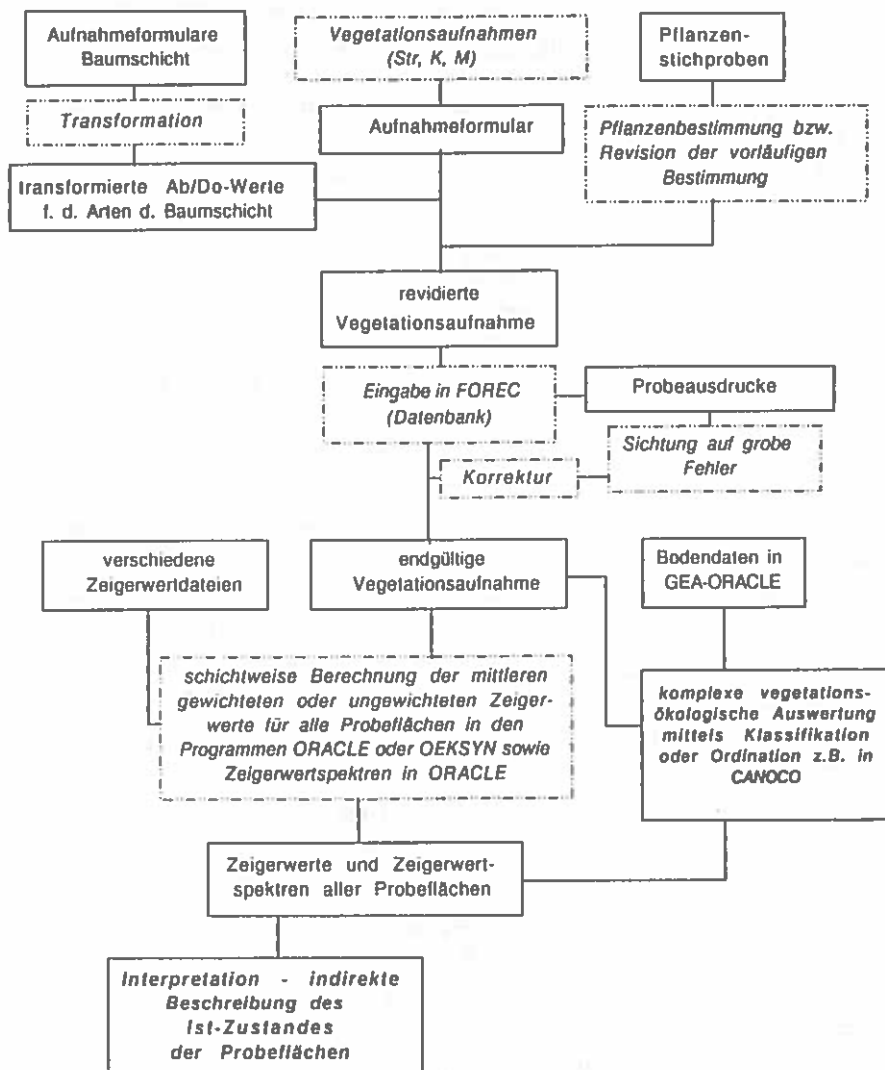


Abbildung 1.6: Ablauforganisation der vegetationsökologischen Auswertung der Waldboden-Zustandsinventur

5 Literaturverzeichnis

- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG, 1980: Forstliche Standortsaufnahme. 4. Auflage, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- BLUM, W.E.H., DANNEBERG, O.H., GLATZEL, G., GRALL, H., KILIAN, W., MUTSCH, F. & STÖHR, D., 1986: Waldbodenuntersuchung, Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse. Österr. Bodenkundl. Ges., AG Waldbodenuntersuchung, Wien, 1-59.
- BLUM, W.E.H., SPIEGEL, H. & WENZEL, W.W., 1989: Bodenzustandsinventur: Konzeption, Durchführung und Bewertung. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgehensweise in Österreich. ARGE Bodenzustandsinventur der Österr. Bodenkundl. Ges., Hrg: BMLF, Wien, 1-95.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie (3. Auflage). Springer, Wien, New York, 1-865.
- EHRENDORFER, F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. (2.Aufl., bearbeitet von W.GUTERMANN). G.Fischer, Stuttgart, 1-318.
- ENGLISCH, M., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil II: Standorts- und Bodenbeschreibung. Mitt. der Forstl. Bundesversuchsanstalt, Band 168, 23-44.
- FINK, J., 1969: Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. Österr. Bodenkundl. Ges., Heft 13, Wien, 1-94.
- FRAHM, J.P. & FREY, W., 1983: Moosflora. Ulmer, Stuttgart, 1-522.
- GUTERMANN, W., 1975: Übersicht einiger ergänzter Sippen und geänderter Namen in den Markierungsformularen zur Kartierung der Flora Mitteleuropas. Göttinger Florist. Rundbr., 9: 44-52.
- HILL, M.O., 1979: TWINSPLAN: a FORTRAN program for two-way indicator species analysis. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, N.Y., 1-90.
- HUFNAGL, H., 1970: Der Waldtyp - ein Behelf für die Waldbaudiagnose. Innviertler Presseverein, Ried i. L., 1-223.
- KARRER, G., 1991: Waldbodenzustandsinventur. Die Vegetationsaufnahmen und Möglichkeiten ihrer forstökologischen Auswertung. FBVA-Berichte, 49: 49-61.
- KESSEBA, A., 1962: Enzymatisch-bodenkundliche Untersuchungen an ägyptischen Böden. Dissertation an der Technischen Hochschule München.
- KILIAN, W., 1972: Die Gliederung der Wuchsräume. ÖFZ 25(1972), 64-69.
- KILIAN, W. & MAJER, C., 1990: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probennahme. FBVA-Berichte, Sonderheft 1990: 1-58.
- MANN, H.B. & WITHNEY, D.R., 1947: On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. Ann. Math. Statist. 18 (1947), 58-60.
- MUNSELL SOIL COLOR CHARTS, 1975: Munsell Color Company, Inc., Baltimore.
- MUTSCH, F., 1992a: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil IV: Lithogene Hauptnährstoffe. Mitt. der Forstl. Bundesversuchsanstalt, Band 168, 59-88

- MUTSCH, F., 1992b: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VI: Schwermetalle. Mitt. der Forstl. Bundesversuchsanstalt, Band 168, 145-192.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGsinstitut (Hrsg.), 1989: ÖNORM L 1061. ÖNORM L 1075. ÖNORM L 1082. ÖNORM L 1083. ÖNORM L 1084. ÖNORM L 1085. ÖNORM L 1086.
- POELT, J., 1966: Bestimmungsschlüssel europäischer Flechten. Cramer, Lehre, 1-757.
- POELT, J. & VEZDA, A., 1977(+1981): Bestimmungsschlüssel europäischer Flechten. Ergänzungsheft I(+II). Cramer, Lehre, 1-258 (+390).
- SPATZ, G., PLETL, L. & MANGSTL, A., 1979: Programm OEKSYN zur ökologischen und synsystematischen Auswertung von Pflanzenbestandsaufnahmen. Scripta Geobot., 9: 29-38.
- ter BRAAK, C.J.F., 1987: CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by partial, detrended, canonical correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis. TNO, Wageningen, 1-95.
- UNEP/ECE, 1991: Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Secretariate of the UN-ECE. Genf.
- WILDI, O. & ORLOCI, L., 1990: Numerical exploration of community patterns. SPB Academic Publishing, The Hague, 1-124.

ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR

TEIL II: STANDORTS- UND BODENBESCHREIBUNG

Michael Englisch

Zusammenfassung: Die Ergebnisse der Standorts-, Boden- und Vegetationsanalyse der 514 Probestellen der Waldboden-Zustandsinventur werden komprimiert angeführt. Die Repräsentativität der Ergebnisse wurde für einige Parameter mit Bezug auf die Österreichische Forstinventur geschätzt. Die Flächenanteile von Boden- und Vegetationstypen wurden aufgrund der Ergebnisse der Österreichischen Forstinventur hochgerechnet und kommentiert. Für die wichtigsten Bodentypen wurden wesentliche, charakterisierende bodenphysikalische Kenngrößen errechnet.

Stichworte: Waldboden-Zustandsinventur, Bodentypen, Humusformen, Vegetationstypen, Kenngrößen.

Abstract: (Austrian Forest Soil Monitoring System: Part II, Site- and Soil Description) Results of site-, soil- and vegetation relevés carried out on 514 sample plots of the Austrian Forest Soil Monitoring System are given in a statistically compressed manner. The representativity of the results for some parameters was checked, using the results of the Austrian Forest Inventory. The area of the most important soil- and vegetation types was calculated by the use of the results of the Austrian Forest Inventory. For the most important soil types some characteristic parameters concerning soil physics were calculated.

Keywords: forest soil monitoring system, soil types, humus forms, vegetation types, texture.

1 Einleitung

Die Erhebungen der Waldboden-Zustandsinventur sollen vorwiegend den aktuellen Zustand von Waldböden und Waldvegetation charakterisieren. Der Schwerpunkt liegt dabei vor allem auf der Ausscheidung und dem Vergleich ökologisch ähnlicher Probestellen, die durch die erhobenen Standorts- und Bodeneigenschaften beschrieben werden. Dies bildet die Grundlage, auf der die bodenanalytischen und manche vegetationskundliche Auswertungsansätze aufbauen.

Die geringe Probestellenzahl läßt eine Umlegung der erhobenen Merkmale auf Flächen und Flächenanteile nur bedingt zu, da eine Probestelle rein rechnerisch betrachtet 7500 ha repräsentieren würde.

Daher lassen sich Aussagen über bestimmte Merkmale für politische Einheiten Österreichs, wie Bundesländer oder Bezirke, kaum treffen.

Für viele Parameter können Flächendaten aus dem 40mal dichteren Netz der Österreichischen Forstinventur übernommen werden, sofern diese dort erhoben wurden. Meist liegen diese in etwas vereinfachter, nicht immer vergleichbarer Form vor.

Als Stratifizierungsmerkmale wurden in der vorliegenden Untersuchung die Bodentypen und durch die Zusammenfassung von Wuchsräumen gebildete Großlandschaften gewählt. Deren Eigenschaften werden durch einige der erhobenen Standortmerkmale näher charakterisiert.

2 Geologie

Tabelle II.1 bietet einen Überblick über die Verteilung der Probestellen auf die Ausgangssubstrate. Die hier verwendete Gliederung stellt den Einfluß der verschiedenen Grundgesteine (Verwitterungsgeschwindigkeit, Nährstoffnachlieferung) auf die Bodeneigenschaften in den Vordergrund.

Die erhobene Verteilung zeichnet grob die geologischen Verhältnisse (Karte II.1) in Österreich nach: Es überwiegen die Schiefer und Gneise der Zentralalpen bzw. die Granite und

Tabelle II.1: Verteilung der Probeflächen auf geologische Groseinheiten

		Gesteinsgruppe
Granite, sonstige Magmatite und granitartige, harte Gneise		29
undifferenziert	6	
grobkörnig, reich	0	
grobkörnig, arm	14	
feinkörnig	9	
Vulkanite		0
Metamorphe Gesteine		216
reich (u.a. Amphibolite)	38	
intermediär (u.a. Granatglimmerschiefer)	146	
arm (u.a. Quarzglimmerschiefer, Qu.phyllite)	32	
Klastische Sedimente		185
Quarzit, sehr armer Sandstein	2	
versch., auch toniger Sandstein (Flysch, Werfener Schichten)	24	
Tonschiefer	0	
Kalksandstein	1	
Mergel	6	
Konglomerate	2	
Kalk	134	
Dolomit	16	
Grobe Lockersedimente		48
Kalkschotter	1	
Mischschotter	16	
Quarz- und andere silikatische Schotter	20	
Moränen	11	
Feine Lockersedimente		9
Quarzsand	0	
Flugsand, Sand allgemein	0	
Flugstaub, Staublehm	1	
Löß	3	
Ton, Tegel	5	
Au-Sedimente		10
Au-Sedimente, undifferenziert	5	
Ausande	3	
Auschluff	2	
Alte Verwitterungsdecken		0
Nicht angesprochen		17
Summe		514

Karte II.1: Geologie Österreichs, nach BECK-MANAGETTA, 1964, vereinfacht
--

WALDBODEN

IM

Geologische Karte

Böhmische Masse



Granite, Orthogneis
und verwandte



Metamorphikum

Tertiäre Becken



Molasse und inneralpin

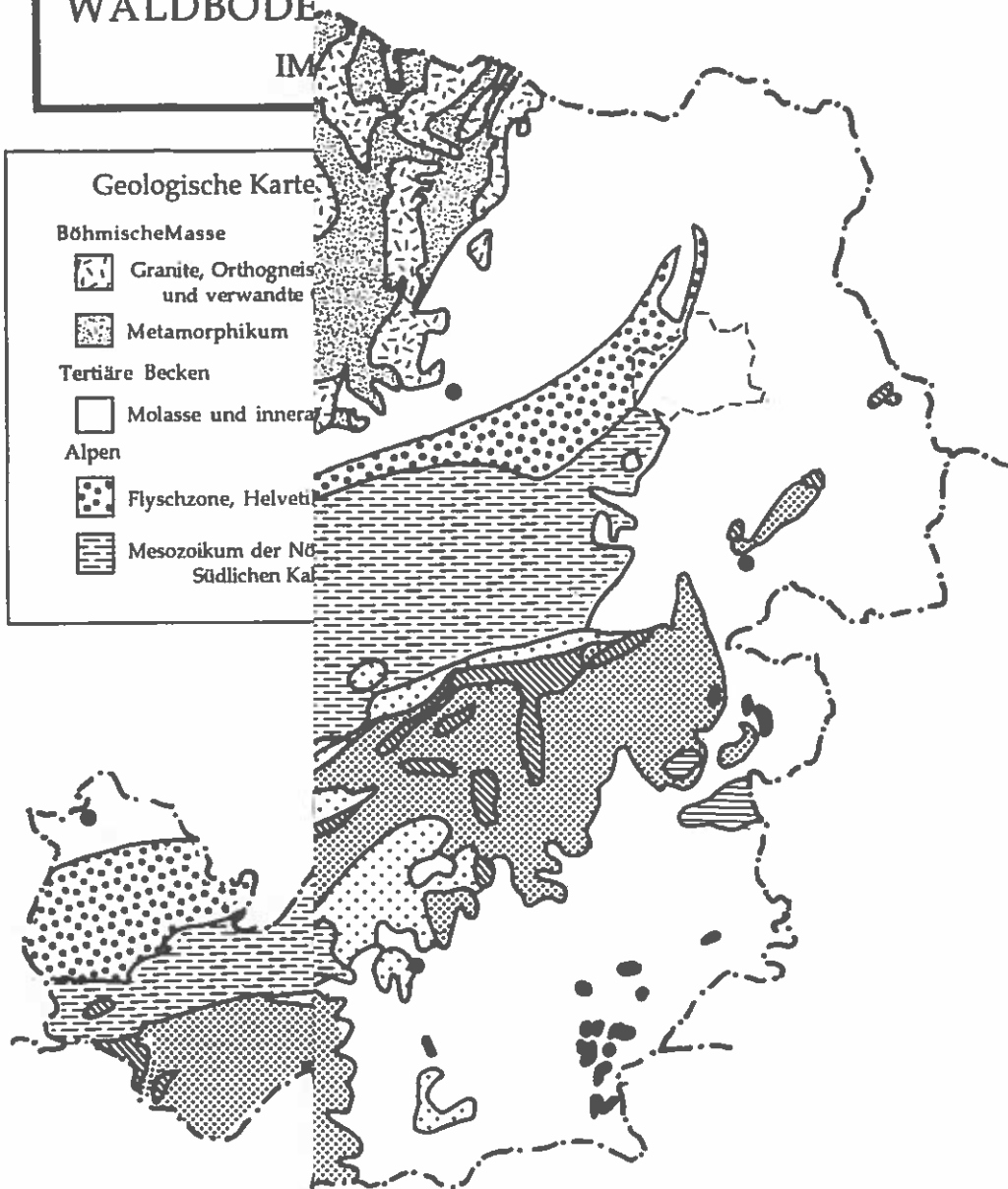
Alpen



Flyschzone, Helvetikum



Mesozoikum der Nordalpen
Südlichen Karawanken



FORSTLICHES
BUNDESVERSUCHSWIRTSCHAFTS-
WIEN
Institut für Standortkunde

Gneise der Böhmisches Masse mit insgesamt 245 Probeflächen. Ein wesentlicher Teil der Flächen entfällt auf die Nördlichen bzw. Südlichen Kalkalpen (150 Probeflächen). Die meisten Probeflächen auf Schottern sind im Alpenvorland (Ager-Traungebiet und Innviertel) gelegen. Sehr gering ist die Anzahl der Probeflächen, die feine Lockersedimente aufweisen, da diese meist ertragreichen Standorte in landwirtschaftlicher Nutzung stehen (vgl. auch Teil VII, KARRER, 1992).

3 Bodentypen

Die im weiteren für die Parameter Bodentypen und Vegetationstypen angeführten Flächenwerte nach Forstinventur beziehen sich auf die Wirtschaftswaldfläche, d.s. Hochwald-Wirtschaftswald, Schutzwald im Ertrag und Ausschlagwald. Im Gegensatz dazu wurde bei der Waldboden-Zustandsinventur auch der Schutzwald außer Ertrag einbezogen. Daher kommt es beim Vergleich beider Erhebungen vor allem bei Boden- und Vegetationsgruppen, die vorwiegend im subalpinen Bereich auftreten, zu einigen Verschiebungen.

Bei den Erhebungen im Zuge der WBZI wurden 29, bei der Forstinventur 1971/80 25 verschiedene Bodentypen ausgeschieden. Die Verteilung der vergleichbaren Bodentypen und Boden-
gruppen zeigt Tabelle II.2.

Tabelle II.2: Erhobene Bodentypen: Anzahl der WBZI-Probeflächen und Flächenanteile am Wirtschaftswald nach Österreichischer Forstinventur 1971/80 (Bundesgebiet, in ha)

Code	Bodentyp	Probeflä- chenzahl	HWW	S.i.E.	AW	ges. EW
01	Ranker u. Silikatrohbd.	10	4600	4400	100	9100
02	magere Braunerde	86	304200	7800	7200	319100
03	eutrophe Braunerde	62	318100	23100	4200	345400
04	Semipodsol	77	670600	73000	0	743600
05	Klimabedingte Podsole	12	78500	38800	0	117300
06	Substratbedingte Podsole	6	52800	900	0	53800
08	Leichte Lockersed.-BrE	17	91300	800	7400	99400
09	Bindige Lockersed.-BrE	20	78300	1100	700	80100
10	Löß-Braunerde	3	40100	0	208000	60800 *)
11	Parabraunerde	2	3300	0	0	3300 **)
12	Pseudogley auf Festgestein	12	102100	2000	0	104200
13.1	Pseudogley aus Löß	1	23300	0	1500	24900
13	Ps.gley a. so. Lockergest.	17				
			135100	600	2600	138400 ***)
14	Stagnogley	3				
15	Hangpseudogley und -gley	19	43700	4600	0	48300
16	Silik. Braunlehm, Rotlehm	3	54700	0	5900	60700
17	Tschernosem	0	1800	0	9900	11800
18	Rendsina	53				
			239400	8500	2500	326900 ***)
18.1	Pararendsina	3				
19	Mischböden	34	226800	35500	2100	264400
20	Kalk-Braunlehm	54	217000	20100	1100	238200
21	Grundwassergley	6	21300	200	400	21900
22	Schwemmböden (Bachau)	2	18200	900	3200	22200
24	Graue Auböden	2				
			15900	0	23700	39600 ***)
25	Braune Auböden	6				

26	Anmoor	1	25300	1400	700	27400
27	Niedermoor	0	800	0	0	800
28	Hochmoor	0	2800	500	0	3300
30	Deponien	3				***)
Summe			514 2770100	300700	94000	3164800

*) bei Forstinventur: incl. Löß-Parabraunerde

**) bei Forstinventur: ohne Löß-Parabraunerde

***) von Forstinventur nicht bzw. nicht getrennt erhoben

Erläuterungen: HWW= Hochwald-Wirtschaftswald, S.i.E.= Schutzwald im Ertrag,
AW= Aussschlagwald, EW= Gesamt-Ertragswald.

Gesamt-Ertragswaldfläche nach Forstinventur 1971/80: 3164800 ha
(im Schutzwald außer Ertrag und Holzboden außer Ertrag hat die Forstinventur keine Standortmerkmale erhoben).

Gesamtwaldfläche (incl. Schutzwald außer Ertrag und Holzboden außer Ertrag): 3754000 ha
nach Forstinventur 1971/80

Ranker, Semipodsole und Podsole wurden vor allem in den Zentralalpen aufgefunden, wobei die klimabedingten Podsole erst westlich einer gedachten Linie Salzburg-Spittal a./d. Drau auftreten. Arme Braunerden treten vorwiegend im östlichen Teil der Zentralalpen, konzentriert am südlichen Alpenostrand auf. Reiche Braunerden wurden vorwiegend in tieferen Lagen des Alpenostrandes, im Klagenfurter Becken und im Wiener Wald angesprochen. Lockersediment-Braunerden wurden im Weinviertel, im Südburgenland und in der Südsteiermark (Lößbraunerden), sowie im oberösterreichischen Alpenvorland und vereinzelt in den Zentralalpen (vorwiegend auf Moränen und Schottern) angetroffen. Rendsinen und Kalk-Braunlehme sind auf die Nördlichen bzw. Südlichen Kalkalpen beschränkt, wobei die Kalk-Braunlehme vorwiegend in den Hochplateaulagen des östlichen Teils der Nördlichen Kalkalpen konzentriert sind. Pseudogleye und Gleye wurden im Alpenvorland, in der Flyschzone und auf Staublehmdecken des Grazer Beckens festgestellt (Karte II.2)

Zur weiteren Aufbereitung wurden Bodentypen jeweils annähernd ähnlicher bodenkundlicher und chemischer Charakteristik zu 9 Bodengruppen zusammengefaßt. Die Häufigkeit dieser Gruppen innerhalb der WBZI und deren Flächenanteile an der Wirtschaftswaldfläche Österreichs zeigt Tabelle II.3.

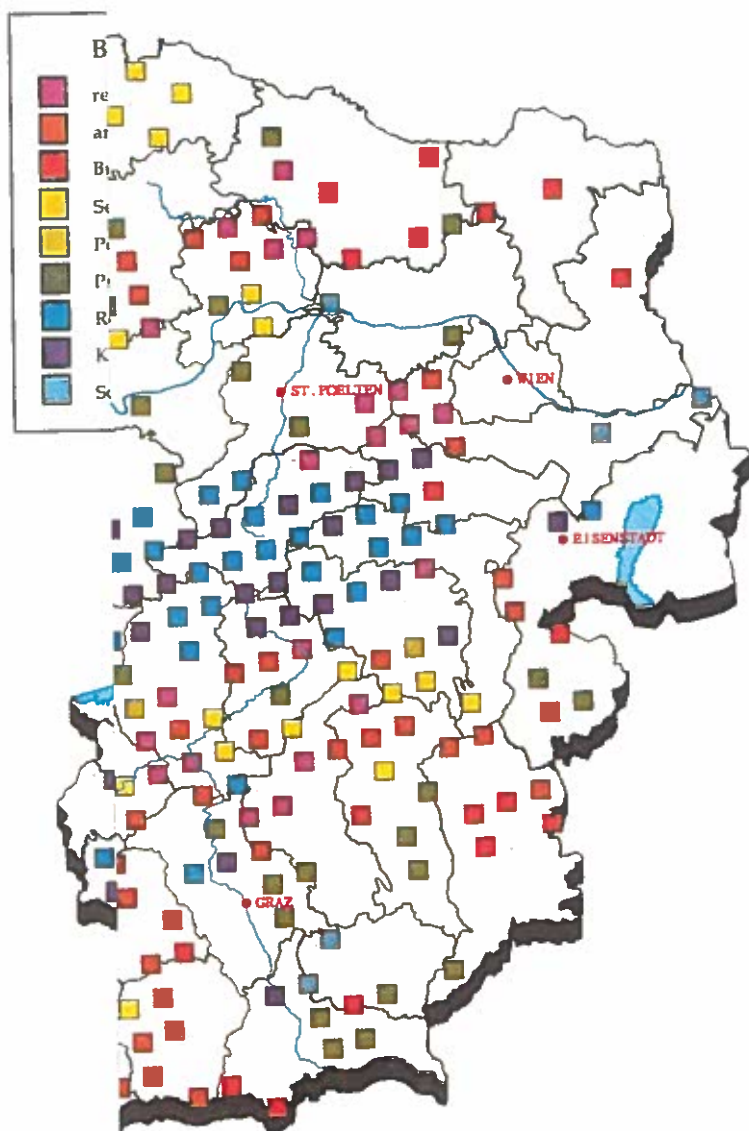
Die Ranker wurden zu den armen (i.e. nährstoffarmen) Braunerden gestellt und substrat- und klimabedingt entstandene Podsole zusammengefaßt. Parabraunerden, Lößbraunerden und Braunerden aus sonstigen Lockersedimenten wurden ebenfalls zu einer Gruppe gefaßt.

Übergangsformen von Rendsina zu Kalk-Braunlehm wurden zu den Rendsinen gestellt und bilden mit diesen die Gruppe der „Rendsinen im weiteren Sinn“. Alle grund- und tagwasserbeeinflussten Böden wurden trotz ihrer Heterogenität in eine Gruppe gestellt. Da die Bodengruppe auf chemisch sehr unterschiedlichen Substraten auftritt, weisen die Analysenparameter hohe Varianzen auf; einige Parameter werden bei dieser Gruppe daher nicht kommentiert.

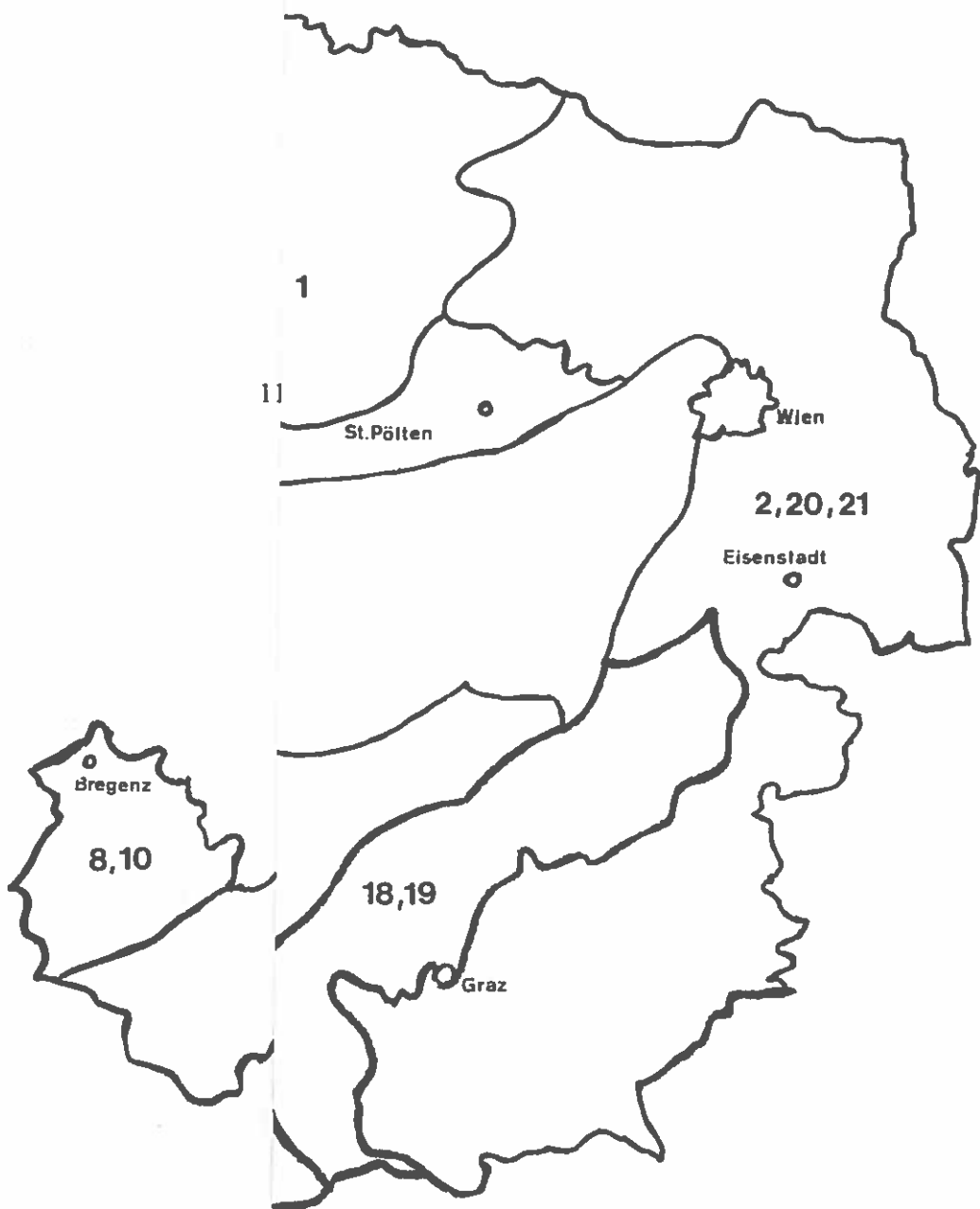
Karte II.2 Räumliche Verteilung der Bodentypengruppen

Karte II.3 : Großlandschaften Österreichs

W



FORSTLICHE
BUNDESVERSUCHSANSTALT
WIEN
Institut für Standortkunde



1

11

St. Pölten

Wien

2,20,21

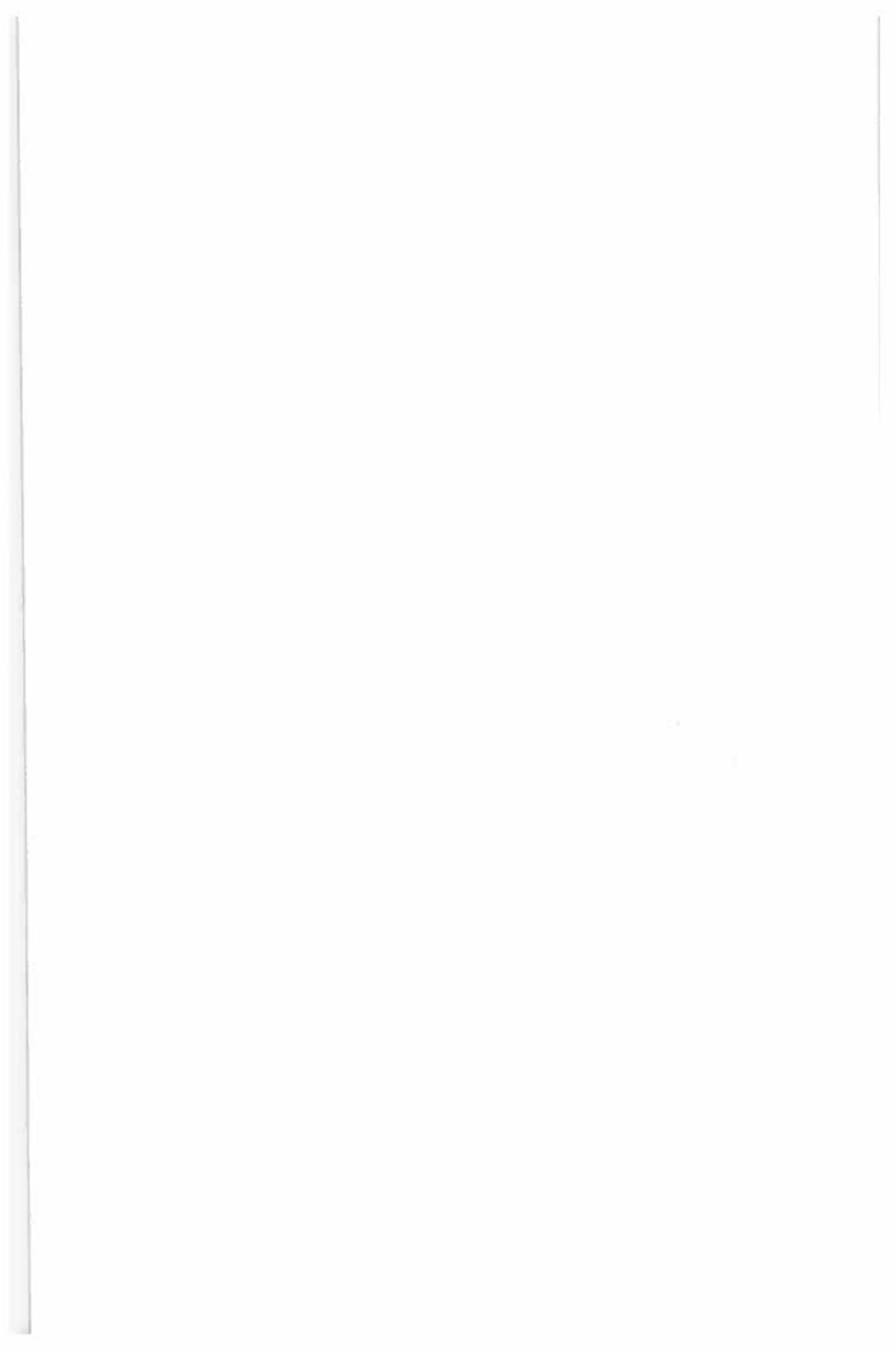
Eisenstadt

Bregenz

8,10

18,19

Graz



Einige selten auftretende, keiner Gruppe zuordenbare Bodentypen (Auböden, Moorböden, Kunstböden und silikatische Braunlehme) bilden die Gruppe „Sonstige“. Sie wird im weiteren nur der Vollständigkeit halber angeführt.

Tabelle II.3: Bodentypen-Gruppen: Anzahl der WBZI-Probeflächen und Flächen im Ertragswald nach Österreichischer Forstinventur 1971/80 (Wirtschaftswald im Bundesgebiet, in ha) Weitere Erläuterungen: siehe Tabelle II.2

zugehörige Bodentypen	Bodengruppe	Probe-fl.	HWW (ha)	S.i.E. (ha)	AW (ha)	ges. EW (ha)
1+2	arme Braunerden	96	308800	12200	7300	328200
3	reiche Braunerden	62	318100	23100	4200	345400
4	Semipodsole	77	670600	73000	0	743600
5+6	Podsole	18	131300	39700	0	171000
8+9+10+11	Lockersed.-BrE	42	213000	1900	28900	243800
12-15+21	Pseudogley+Gley	58	325500	7400	4500	337400
18+19	Rendsina+Mischb.	90	466200	120500	4600	591300
20	Kalk-Braunlehm	54	217000	20100	1100	238200
16+22-30	Sonstige	17	119600	2800	43400	165900
Summe		514	2770100	300700	94000	3164800

Die relativen Häufigkeiten der Bodentypengruppen und Bodentypen stimmen mit den von der Forstinventur erhobenen Flächenanteilen recht gut überein (Tabellen II.2, II.3, II.4). Lediglich bei den Gruppen Ranker, arme Braunerde und Semipodsole ergeben sich größere Differenzen der Häufigkeitsverteilungen: Der bei der WBZI festgestellte, wesentlich höhere Anteil von Rankern mit 2 % (95 %-Vertrauensbereich: 0,95 bis 3,59 %), gegenüber 0,3 % bei der Forstinventur dürfte auf die Einbeziehung des Schutzwaldes außer Ertrag zurückzuführen sein. Da die relative Häufigkeit von armen Braunerden und Semipodsole zusammen bei beiden Erhebungen annähernd gleich hoch ist, (31,7 % gegen 33,6 %), für die einzelnen Bodentypen jedoch stark abweichend ist (arme Braunerden: WBZI: 16,7 %, FINV: 10,1 %, Semipodsole: WBZI: 15,0 % FINV: 23,5 %), dürfte hier vor allem eine etwas unterschiedliche Ansprache vorliegen. Im Gegensatz zu allen anderen Bodentypengruppen fallen für diese beiden Bodentypen auch die relativen Häufigkeiten nach Forstinventur nicht in den Vertrauensbereich der relativen Häufigkeiten nach der Waldboden-Zustandsinventur (Tabelle II.4).

Ansonsten entsprechen die Häufigkeitsverteilungen den nach Geologie, Relief und Klima zu erwartenden Zahlen.

Tabelle II.4: Relative Häufigkeit der einzelnen Bodengruppen nach WBZI und Forstinventur, Vertrauensbereich auf 95 %-Basis, Binomialverteilung

Bodentypengruppe	rel. Häufigkeit (WBZI)	Vertrauensbereich (WBZI)	rel. Häufigkeit (FINV)
reiche Fels-Braunerden	12.1	9.6 - 15.6	10.9
arme Fels-Braunerden	18.7	15.8 - 22.9	10.4
Semipodsol	15.0	12.3 - 18.9	23.5
Podsol	3.5	2.1 - 5.6	5.4
Lockersed.-BrE	8.2	6.0 - 11.0	7.7
Pseudogleye u. Gleye	11.3	8.9 - 14.7	10.7
Rendsina i.w.S.	17.5	14.7 - 21.6	18.7
Kalk-Braunlehm	10.5	8.2 - 13.9	7.5
Sonstige	3.3	2.0 - 5.4	5.2

Tabelle II.5: Bodentypengruppen, geordnet nach Großlandschaften

Bodentypen-Gruppe	Mühl- und Waldviertel	sommerwar- mer Osten	Alpenvor- land	nörtl. Kalk- alpen und Flyschzone	Zentralal- pen	Klagenfur- ter Becken	Südl. Kalk- alpen	Alpenost- rand	Summe
reiche Fels-BrE	8	0	2	14	27	2	2	7	62
arme Fels-BrE	9	5	0	7	46	2	4	23	96
Semipodsol	19	1	2	2	41	3	1	8	77
Podsol	1	0	0	0	16	0	0	1	18
Lockersed.-BrE	2	12	9	2	10	4	1	2	42
Ps'gley, Gley	7	15	9	16	9	0	1	1	58
Rendsina i. w. S.	0	1	0	59	19	1	7	3	90
Kalk-Braunlehm	0	3	0	41	5	0	3	2	54
Sonstige	1	5	4	1	3	3	0	0	17
Summe	47	42	26	142	176	15	19	47	514

Tabelle II.12: Bodentypengruppen, geordnet nach Humusformen

Bodentypen-Gruppe	Mull	moderart. Mull	mullart. Moder	Moder	rohhumus- art. Moder	moderart. Rohhumus	Rohhumus	keine Auflage	Summe
reiche Fels-BrE	8	5	4	28	4	1	0	12	62
arme Fels-BrE	5	2	10	52	12	6	2	7	96
Semipodsol	1	0	0	39	22	9	3	3	77
Podsol	0	0	0	7	4	1	4	2	18
Lockersed.-BrE	6	4	6	16	6	1	3	0	42
Ps'gley, Gley	9	5	4	29	4	2	2	3	58
Rendsina i. w. S.	11	5	10	40	4	2	9	9	90
Kalk-Braunlehm	7	7	10	18	0	0	1	11	54
Sonstige	6	0	2	5	0	0	0	4	17
Summe	53	28	46	234	56	22	24	51	514

3.1 Großlandschaften

Auf der Basis der standortkundlichen Wuchsraumgliederung der FBVA wurden als weiteres Stratifizierungsmerkmal neben den Bodentypengruppen Großlandschaften ausgeschieden, die durch ähnliches Ausgangsgestein, ähnliche Bodentypen und ähnlichen Waldgesellschafts- und Klimakomplex charakterisiert werden.

Dabei wurden das Mühl- und Waldviertel zu einem Gebiet gefaßt, die östlichen und süd-östlichen Niederungen und Becken Niederösterreichs, des Burgenlandes und der Steiermark zum „sommerwarmen Osten“ zusammengefaßt und die nördlichen Kalkalpen mit dem Alpen-nordrand in eine Gruppe gestellt. Zwischen- und Innenalpen bilden das Gebiet „Zentral-alpen“. Weiters werden das Alpenvorland, der Alpenostrand, die südlichen Kalkalpen und das Klagenfurter Becken als Großlandschaften ausgeschieden.

Die Anzahl der auf jede einzelne dieser Großlandschaften entfallenden Probeflächen und die Häufigkeitsverteilung der Bodengruppen auf diese Gebiete ist Tabelle 11.5 zu entnehmen. Die räumliche Erstreckung ist aus Karte 11.3 ersichtlich.

Die folgenden Tabellen zeigen einige weitere der erhobenen Standortmerkmale, stratifiziert über die Bodentypengruppen.

Bei der Interpretation ist der Schwerpunkt eher auf das Verhältnis der Häufigkeiten der einzelnen Parameter zueinander als auf die Absolutzahlen zu legen. Eine weitere Stratifikation ist aufgrund der geringen Belegung vieler Stufen nur in Einzelfällen möglich.

3.2 Gründigkeit

Tiefgründige und sehr tiefgründige Böden überwiegen bei den meisten Bodengruppen weit-aus. Ausnahmen bilden die Rendsinen und Kalk-Braunlehme mit vorwiegend mittelgründigen Böden sowie die armen Braunerden mit einem relativ hohen Anteil an mittelgründigen Böden. Der insgesamt sehr hohe Anteil von Böden mit einer Gründigkeit von mehr als 60 cm (fast 68 %) bedeutet auch, daß mit dem vorliegenden Datenmaterial, welches aus einer Entnahmetiefe von maximal 50 cm stammt, Stoffbilanzierungen nur sehr bedingt erstellt werden können.

Tabelle 11.6: Gründigkeitsstufen, geordnet nach Bodentypengruppen (Anzahl der Probeflächen)

Bodengruppe	Gründigkeit in cm					Summe
	<15 cm	16-30 cm	31-60 cm	61-120 cm	>120 cm	
reiche Fels-Braunerden	0	2	9	41	10	62
arme Fels-Braunerden	1	2	24	57	12	96
Semipodsole	0	0	16	52	9	77
Podsole	0	0	2	15	1	18
Lockersed.-BrE.	0	0	1	21	20	42
Pseudogley + Gley	0	0	3	20	35	58
Rendsina i.w.S.	10	15	48	17	0	90
Kalk-Braunlehm	0	4	24	23	3	54
Sonstige	1	0	4	6	6	17
Summe	12	23	131	252	96	514

3.3 Wasserhaushaltsklassen

82 % der Standorte wurden als „frisch“ (54 %) oder „mäßig frisch“ (28 %) angesprochen. Dementsprechend liegen die Häufigkeitsmaxima aller Bodentypengruppen mit Ausnahme der Rendsinen in der Stufe „frisch“.

Relativ hohe Anteile an den Wasserhaushaltsklassen 1-3 („trocken“ bis „mäßig frisch“) zeigen die armen Braunerden, Semipodsole, Lockersediment-Braunerden und Kalk-Braunlehme, an den Klassen 5-7 („sehr frisch“ bis „naß“) die Pseudogleye und Gleye.

Tabelle II.7 Wasserhaushaltsklassen, geordnet nach Bodentypengruppen [Anzahl der Probeflächen]

Bodengruppe	Wasserhaushaltsstufen							Summe
	1	2	3	4	5	6	7	
reiche Fels-Braunerden	0	1	13	38	8	2	0	62
arme Fels-Braunerden	0	4	29	56	7	0	0	96
Semipodsole	0	9	19	47	2	0	0	77
Podsole	0	2	3	9	3	1	0	18
Lockersed.-BrE.	0	4	12	24	1	1	0	42
Pseudogley + Gley	0	0	5	30	16	5	2	58
Rendsina i.w.S.	3	6	47	31	3	0	0	90
Kalk-Braunlehm	0	3	17	31	3	0	0	54
Sonstige	0	0	1	10	4	1	1	17
Summe	3	29	146	276	47	10	3	514

Erläuterung: 1=trocken, 2=mäßig trocken, 3=mäßig frisch, 4=frisch, 5=sehr frisch, 6=feucht, 7=naß

3.4 Klimatische Höhenstufen

Die geringe Besetzung der collin-planaren Stufe ist auf die vorwiegend landwirtschaftliche Nutzung derselben zurückzuführen. Aufgrund der größeren Massenerhebung der Zentralalpen sind die Bodengruppen aus silikatischen Ausgangsgesteinen durchschnittlich etwas höher gelegen. Mit Ausnahme der an das Alpenvorland und die Flyschzone gebundenen Pseudogleye und Gleye sowie der vorwiegend außeralpin auftretenden Lockersediment-Braunerden ist das Häufigkeitsmaximum dieser Böden hochmontan bis tiefsubalpin zu suchen.

Die Bodengruppen auf karbonatischem Ausgangsmaterial sind auf die montane Stufe konzentriert.

Tabelle II.8: Klimatische Höhenstufen, geordnet nach Bodentypengruppen [Zahl der Probeflächen]

Bodengruppe	collin-planar	submontan	tief/mit-telmontan	hochmontan	tiefsubalpin	hochsubalpin	Summe
reiche Fels-BrE	2	11	15	23	8	3	62
arme Fels-BrE	2	10	28	34	15	7	96
Semipodsol	0	8	23	19	23	4	77
Podsol	0	0	1	8	6	3	18
Lockersed.-BrE	10	22	8	1	0	1	42
Pseudogley + Gley	10	19	17	7	4	1	58
Rendsina i.w.S.	1	7	33	40	7	2	90
Kalk-Braunlehm	1	7	21	17	7	1	54
Sonstige	6	6	2	1	2	0	17
Summe	32	90	148	150	72	22	514

3.5 Bestand

Auf etwa 60 % der Probestflächen stocken Nadelreinbestände, auf knapp 80 % Nadelreinbestände oder nadelholzdominierte Bestände. Nur etwas über 10 % der Flächen sind in reinen Laubholzbeständen gelegen. Dementsprechend sind die Häufigkeitsmaxima für alle Boden-
gruppen in Fichten-Reinbeständen (reiche Braunerden, Semipodsol, Podsol und sogar Pseudo-
gleye und Gleye) oder fichtendominierten Nadelholz-Reinbeständen (arme Lockersediment-
Braunerden, Rendsina, Kalk-Braunlehm) zu finden.

Höhere Anteile (zwischen 30 und 40 %) von Laub- und Laubmischwald-Beständen finden sich
nur auf den reichen Braunerden, den Rendsinen und den Lockersediment-Braunerden.

Tabelle II.9: Bodentypengruppen, geordnet nach Bestandestypen. Zur Abgrenzung der Bestandestypen siehe KARRER, 1992)

Bodengruppe	Bestandestypen										Summe
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
reiche Fels-BrE	16	1	2	13	6	5	6	1	3	8	61
arme Fels-BrE	30	2	0	36	8	7	8	0	2	3	96
Semipodsol	38	2	0	27	7	2	1	0	0	0	77
Podsol	9	1	0	7	0	0	0	0	0	1	18
Lockersed.-BrE	8	1	1	10	3	3	6	4	2	4	42
Pseudogley + Gley	18	0	0	17	7	5	4	3	1	3	58
Rendsina i. w. S.	8	0	1	26	13	14	24	0	2	2	90
Kalk-Braunlehm	9	1	0	20	10	3	7	0	2	2	54
Sonstige	2	0	0	0	2	0	3	0	0	10	17
Summe	138	8	4	156	56	39	59	8	12	33	513

1 = Fichten-Reinbestand, 2 = Kiefern-Reinbestand, 3 = Lärchen-Reinbestand, 4 = Nadel-Mischwald, 5 = Fichten-dominierten Nadel-Laub-Mischwald, 6 = Nadel-Laub-Mischwald, 7 = Laub-Nadel-Mischwald, 8 = Eichenwald, 9 = Buchenwald, 10 = Laubmischwald,

Tabelle II.10: Baumartenmischung nach FINV; Relative Häufigkeiten und Vertrauensgrenzen nach den Erhebungen der FINV und im Rahmen des WBS; Binomialverteilung, 95 %-Vertrauensbereich

	rel. Häufigkeit (WBZI), in %	Vertrauensbereich	rel. Häufigkeit nach FINV
Fichten-Reinbestand	35.1	31.82 - 40.36	42.8
sonst. Nadelreinbest.	28.6	25.26 - 33.39	23.9
Laubholz-Reinbestände	13.2	10.72 - 16.92	12.1
Nadel-Mischwald	14.4	11.81 - 18.22	13.5
Laub-Mischwald	8.6	6.46 - 11.64	7.7

Anmerkung: Fi-Reinbestand >0.8 Fichten, sonst. Nadelreinbestände: >0.9 Nadelholz, Laubholzreinbestände >0.8 Laubholz, Nadel-Mischwald: 0.6-0.9 Nadelholz, Laubmischwald: 0.5-0.8 Laubholz.

Die Erhebungen im Zuge des WBS unterschätzen die relative Häufigkeit der Fichtenreinbestände und überschätzen die der Nadelreinbestände, wobei wiederum zu berücksichtigen ist, daß die Baumartenmischung im Schutzwald außer Ertrag nur innerhalb des WBS erhoben

wurde. In beiden Fällen liegt das von der FINV ermittelte Ergebnis außerhalb des Vertrauensbereichs für die Ergebnisse nach WBS. Für alle anderen Bestandesarten liegen die relativen Häufigkeiten eng beisammen.

Tabelle II.11: Bestandeszusammensetzung der Probestflächen, geordnet nach klimatischen Höhenstufen

	collin- planar	sub- montan	tief/mittel -montan	hoch- montan	tiefsub- alpin	hochsub- alpin	Summe
Fi-Reinbestand	1	13	40	55	28	1	138
Ki-Reinbestand	1	3	4	0	0	0	8
Lä-Reinbestand	0	1	0	0	1	2	4
Nadel-MW	2	17	35	56	32	14	156
Fi-dom. Na-LMW	2	11	29	11	2	1	56
Nadel-Laub-MW	1	9	14	9	4	2	39
Laub-Nadel-MW	7	11	23	14	4	0	59
Eichenwald	4	4	0	0	0	0	8
Buchenwald	2	7	1	2	0	0	12
Laubmischwald	12	14	2	2	1	2	33
Summe	32	90	148	149	72	22	513

Fichten-Reinbestände und Nadel-Mischwälder dominieren von der submontanen bis zur hochsubalpinen Höhenstufe. Die Laubwälder überwiegen nur in der collin-planaren Stufe. Bereits in der submontanen Höhenstufe wurden auf 60 % der Probestflächen nadelholzdominierte Bestände ausgeschieden (Tabelle II.11).

3.6 Humusformen

Auf 234, also fast der Hälfte aller Probestflächen, wurde als Humusform Moder angesprochen. Alle anderen Humusformen zeigen wesentlich geringere Belegungen zwischen 22 und 53. Auffällig hoch ist die Anzahl der Probestflächen, die keine Auflage aufweisen (Erosion, Verhagerung) oder auf denen infolge sehr dichter, deckender Vergrasung (mit Humuszehrern) oder raschen Umsatzes der organischen Substanz keine Humusform angesprochen werden konnte (Tabelle II.12).

Die räumliche Verteilung ist Karte II.4 zu entnehmen. Vor allem in den Zentralalpen und im Wald- und Mühlviertel dominiert die Humusform Moder; die günstigen Formen Mull, moderartiger Mull und mullartiger Moder konzentrieren sich klima- und bodenbedingt im Weinviertel, dem Wiener Wald sowie am Alpennordrand (Flyschzone und Nördl. Kalkalpen. Rohhumus und rohhumusartiger Moder treten häufiger im Wald- und Mühlviertel, im südlichen Salzkammergut (klima- und bodenbedingte Entwicklung in Hochlagen) sowie in den Niederen Tauern, hier verstärkt im nördlichen Teil von Unterkärnten, auf. Insgesamt relativ ungünstige Humusformen treten etwas überraschend in den Südlichen Kalkalpen auf.

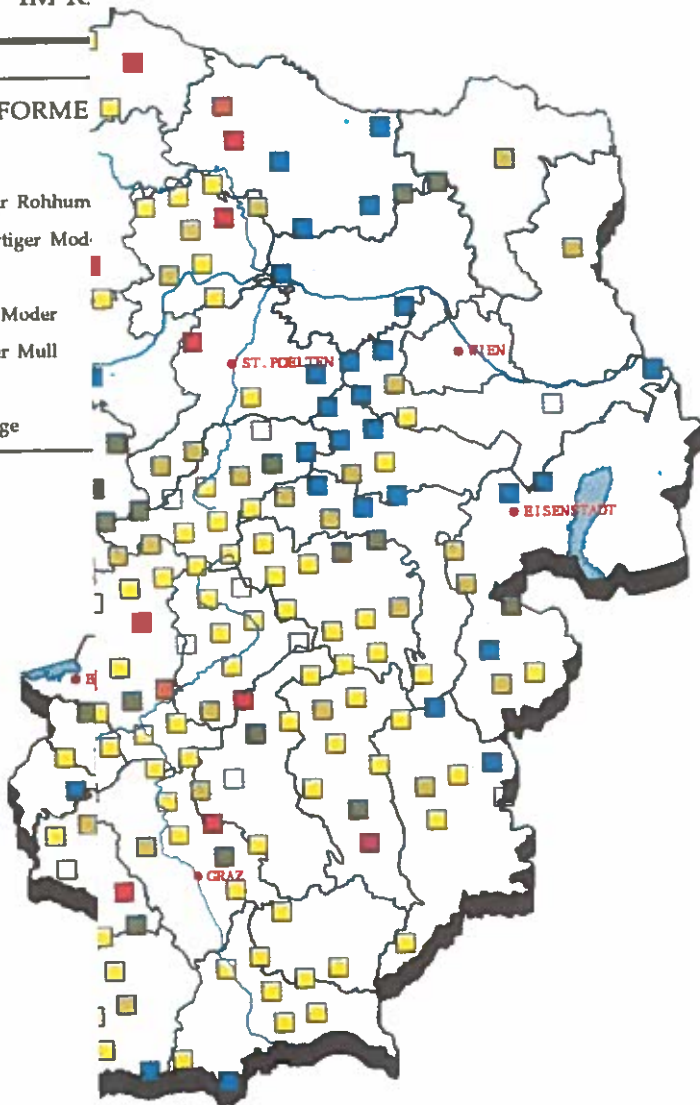
Die mittleren Hektargewichte der Auflage, stratifiziert über die Humusformen, liegen zwischen 17,5 für Mull und 111,1 t für Rohhumus. Den starken Anstieg des mittleren Auflagen-gewichts bei Auftreten ungünstiger zu beurteilender Humusformen zeigt Abbildung II.1. Im Vergleich dazu ergaben sich im Gebiet der Gleinalm (MAJER et al., 1989) für die Humusform Moder je nach Ausgangssubstrat mittlere Auflagen-gewichte zwischen 41 und 64 t.

Karte II.4: Humusformen, räumliche Verteilung

WALDBODEN IM R.

HUMUSFORME

- Rohhumus
- moderartiger Rohhumus
- rohhumusartiger Moder
- Moder
- mullartiger Moder
- moderartiger Mull
- Mull
- keine Auflage



0 30



FORSTLICHE
BUNDESVERSUCHSANSTALT
WIEN
Institut für Standortskunde

Zur Beurteilung der Durchwurzelungsintensität wurden die 8 ausgeschiedenen Humusformen zu den Gruppen Mull, Moder und Rohhumus zusammengefaßt. Sie nimmt mit größerer Auf-
lagemächtigkeit, also von Mull zu Rohhumus hin, zu (Abbildungen II.2-II.4).

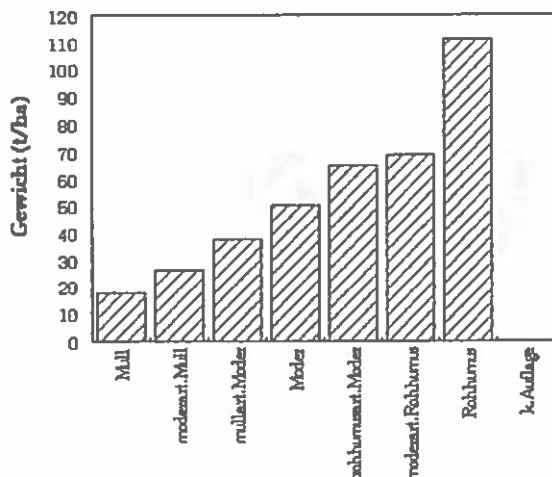


Abbildung II.1: Mittleres Gewicht des Auflagehumus in t/ha, über die Humusformen

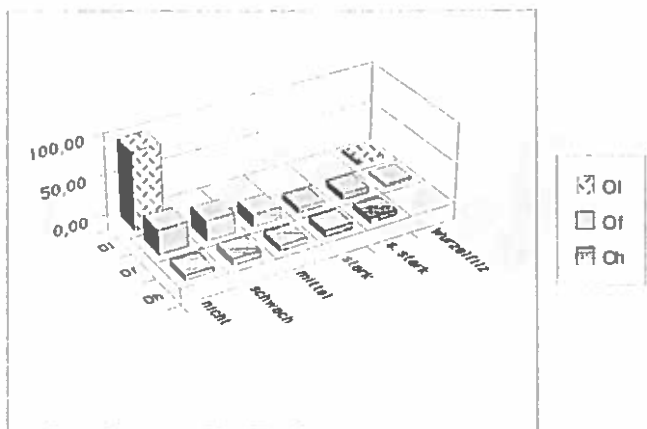


Abbildung II.2: Durchwurzelung der Gruppe Mull, in Prozentanteilen an den Durchwurzelungsklassen

Etwa 95% aller O₁-Horizonte in der Gruppe Mull sind nicht durchwurzelt. Auch deren O_f- und O_h-Horizonte sind großteils nicht oder nur schwach durchwurzelt. Auch bei der Gruppe Moder sind mehr als 80 % aller O₁-Horizonte nicht durchwurzelt. Demgegenüber sind die O_f-Horizonte schwach oder mittel durchwurzelt, während die O_h-Horizonte stark oder sehr stark durchwurzelt sind. Während auch mehr als 70 % der O₁-Horizonte der Gruppe Rohhu-

mus nicht durchwurzelt sind, sind die O_f - und O_h -Horizonte überwiegend stark bis sehr stark durchwurzelt.

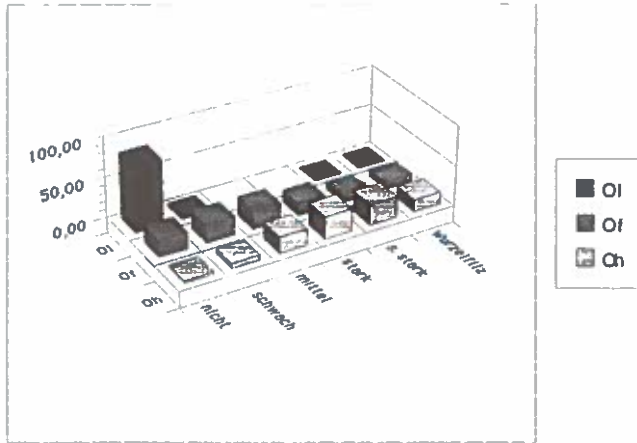


Abbildung 11.3: Durchwurzelung der Gruppe Moder, in Prozentanteilen an den Durchwurzelungsklassen

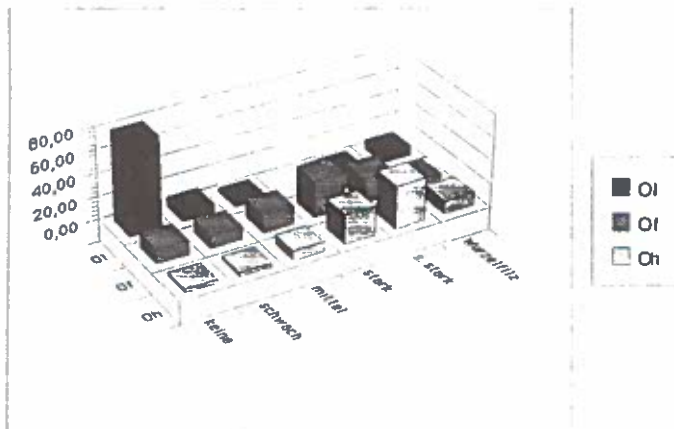


Abbildung 11.4: Durchwurzelung der Gruppe Rohhumus, in Prozentanteilen an den Durchwurzelungsklassen

Sämtliche Bodengruppen weisen als häufigste Humusform Moder auf. Höhere Anteile ökologisch günstigerer Humusformen (Mull bis mullartiger Moder) zeigen die reichen Braunerden, Lockersediment-Braunerden, Pseudogleye und Gleye sowie die Kalk-Braunlehme, während ungünstigere Formen (rohhumusartiger Moder bis Rohhumus) auf Semipodsolen und Podsolen häufiger aufgefunden wurden.

Den gravierenden Einfluß des Standortzustands auf die Humusform zeigt beispielsweise das Auftreten von Mull und moderartigem Mull auf armen Braunerden und von rohhumusartigem Moder auf Lockersediment-Braunerden.

Ökologisch günstiger zu beurteilende Humusformen besitzen ihr Auftretensmaximum in den tiefer gelegenen klimatischen Höhenstufen. Dies ist für Mull der submontane Bereich, für moderartigen Mull, mullartigen Moder und Moder die tief- bis mittelmontane, für rohhumusartigen Moder die hochmontane und für moderartigen Rohhumus und Rohhumus die tiefsubalpine Tiefenstufe.

Tabelle II.13: Verteilung der Humusformen auf klimatische Höhenstufen

	collin- planar	submon- tan	montan	hoch- montan	tiefsub- alpin	hochsub- alpin	Summe
Mull	12	20	12	7	2	0	53
moderart. Mull	2	9	12	5	0	0	28
mullart. Moder	4	13	18	10	1	0	46
Moder	8	29	80	74	32	11	234
rohhumusart. Moder	0	12	12	23	9	0	56
mod.art. Rohhumus	0	2	5	6	7	2	22
Rohhumus	1	1	1	9	10	2	24
keine Auflage	5	4	8	16	11	7	51
Summe	32	90	148	150	72	22	514

4 Vegetationstypen

Die Vegetationstypen bringen den derzeitigen Standortzustand zum Ausdruck, geben also Hinweise zur ökologischen Grundcharakteristik und - teilweise - zur aktuellen Bewirtschaftungs(-sform) der Probestflächen. Einen summarischen Überblick über die Häufigkeiten der einzelnen Vegetationstypen bietet Tabelle II.14, über die Verteilung der Vegetationstypen auf die Großlandschaften Tabelle II.15.

Überprägung durch die Bewirtschaftungsform zeigen der Hohe AHD-Typ (23 Probestflächen bzw. 190000 ha), der auf Degradation, Plünderwirtschaft und Verjüngungshemmung durch Heidelbeere hinweist, sowie die unter Weidetypen subsumierten Vegetationsformen (10 Probestflächen bzw. 73200 ha) an.

Tabelle II.14: Erhobene Vegetationstypen: Anzahl der WBZI-Probestflächen und Flächen im Ertragswald nach Österreichischer Forstinventur 1971/80 (Bundesgebiet, ha)

Code	Vegetationstyp	Probe- fl. (n)	HWW ha	S.i.E ha	AW-EW ha	Ges. EW ha
01	Schattenkräutertyp	65	273300	20700	6200	300100
02	mäßig frischer Kräutertyp	55	163100	25100	10700	194880
03	wärmeliebender Kräutertyp	10	58800	1100	29600	89400
04	Sauerkleertyp	99	760100	52300	0	812300
05.0	AHD-Typ, undifferenziert	25	16200	800	600	17500
05.1	Hoher AHD-Typ	22	160100	30600	0	190700
05.2	Niedriger AHD-Typ	62	515700	33000	0	548800
05.3	Adlerfarn-AHD-Typ	4				
05.4	Drahtschmiele-AHD-Typ	7	19700	200	400	20300
06	Heidelbeer-Preiselbeertyp	6	12800	2200	0	15100

07	Besenheidetyp	1	12800	0	400	13200
08	Torfmoos-Heidelbeertyp	6	17500	1000	100	18600
09	Kalklichtkräutertyp	4	15200	9500	0	24700
10	Vergrasungen insgesamt	67	423400	61800	14300	499500
10.1	V. mit Drahtschmiele	4				*)
10.2	V. mit Wollreitgras	3				*)
10.4	V. mit Sandreitgras	3				*)
10.7	V. mit Buntreitgras	10				*)
10.6	V. mit Weißsegge	3				*)
10.8	V. mit Wimpernsegge	3				*)
10.9	sonstige und allgem.	41				*)
11	Verhagerungstyp	1	9000	1000	0	10000
13	Subalp. Zwergstrauchtyp	14	1700	11300	0	12900
14	Erikatyp	4	19100	11600	0	30700
15	Weidetyp	10	50900	22100	200	73200
16	Primärveget. auf Extremsto.	7	1100	800	0	1800
17	Naßgallentyp	1	23800	1300	200	25300
18	Hochstaudentyp	23	202200	14400	8900	225500
19	Auwaldtypen	9	13700	0	22600	36300
20	nudum	11				*)
Summe		514	2770100	300700	94000	3164800

*) von Forstinventur nicht bzw. nicht getrennt erhoben

Erläuterungen: HWW= Hochwald-Wirtschaftswald, S.i.E.= Schutzwald im Ertrag,

AW= Aussschlagwald, EW= Gesamt-Ertragswald.

Tabelle II.15: Verteilung der Vegetationstypen auf Großlandschaften

Vegetationstyp	Großlandschaften								Summe
	A	B	C	D	E	F	G	H	
Schattenkräutertyp	3	8	5	30	10	3	3	3	65
mäßig frischer Kräutertyp	1	4	0	37	5	1	5	2	55
wärmeliebender Kräutertyp	1	5	0	2	0	0	0	2	10
Sauerkleertyp	6	6	6	26	36	3	3	13	99
AHD-Typ, undifferenziert	3	3	0	2	11	0	1	5	25
Hoher AHD-Typ	1	0	0	1	17	0	0	3	22
Niedriger AHD-Typ	12	1	5	2	29	3	1	9	62
Drahtschmiele-AHD-Typ	4	0	0	0	2	0	0	1	7
Heidelbeer-Preiselbeertyp	0	0	0	1	4	0	0	1	6
Torfmoos-Heidelbeertyp	2	2	0	0	2	0	0	0	6
Kalklichtkräutertyp	0	0	0	3	1	0	0	0	4
Vergrasungen insgesamt	7	9	1	19	24	1	3	3	67
Subalp. Zwergstrauchtyp	0	0	0	2	10	0	2	0	14
Weide-Typ	0	0	0	4	6	0	0	0	10
Primärveg. auf Extremst.orten	0	0	0	3	1	1	0	2	7
Hochstauden-Typ	7	1	3	5	6	0	0	1	23
Auwald-Typen	0	2	5	0	0	2	0	0	9
nudum	0	0	1	3	5	0	0	2	11
Sonstige	0	1	0	2	7	1	1	0	12
Summe	47	42	26	142	176	15	19	47	514

Erläuterungen: A = Mühl- und Waldviertel, B = sommerwarmer Osten, C = Alpenvorland, D = Nördl. Kalkalpen und Flyschzone, E = Zentralalpen, F = Klagenfurter Becken, G = Südl. Kalkalpen, H = Alpenostrand

Die ökologisch günstiger zu beurteilenden verschiedenen Kräutertypen sowie der Oxalistyp treten in höheren Anteilen im sommerwarmen Osten sowie in den Flysch- und Kalkalpen auf. Die verschiedenen Ausformungen des Astmoos-Heidelbeer-Drahtschmiele-Typs finden sich vor allem in den Zentralalpen und den Gebirgsstöcken des Alpenostrandes. Der besonders ungünstige hohe AHD-Typ findet sich fast ausschließlich in den Zentralalpen. Auf größerräumige, für die Verjüngung ungünstige Verhältnisse in diesem Großraum weist auch die hohe Anzahl von Probestflächen mit Vergrasungs- und Weidertypen. Hohe Anteile (25 %) der Probestflächen im Mühl- und Waldviertel zeigen den niedrigen AHD-Typ. Zusammen mit hohen Anteilen an Vergrasungs- und Hochstaudentypen könnte dies ein Indiz für insgesamt lockere und/oder ältere Bestände in größeren Ausmaß sein.

5 Bodenphysikalische Parameter

5.1 Grobskelettanteil

Der Grobskelettanteil der einzelnen Bodenhorizonte wurde am Bodenprofil in Prozentanteilsklassen geschätzt. Zur Ermittlung des mittleren Grobskelettanteils der Bodenprofile bzw. Bodentypen wurde diese Skala transformiert, indem jeder Anteilsklasse derjenige Prozentwert zugeordnet wurde, der die Klassenmitte bildet.

Tabelle II.16: Transformation von Prozentanteilsklassen (Grobskelett) für Umrechnung in mittlere Prozentgehalte

Anteilsklasse	Prozentwert
0-10 %	5 %
10-20 %	15 %
20-40 %	30 %
40-80 %	60 %
> 80 %	90 %

Je nach Bodentyp lagen die Mittelwerte für die zahlenmäßig am stärksten besetzten Horizonte in den in der folgenden Tabelle angeführten Bereichen.

Tabelle II.17: Mittlere Grobskelettgehaltsbereiche für ausgewählte Horizonte in Prozent:

Horizont	Skelettgehalt [%] ausgewählter Horizonte
A _h	3-18
AB	9-45
B _v	11-33
B _s	19-21
BC	38-54
C	63-82
P	10
S	7
E	1-7

Summiert auf die Bezugstiefe von 50 cm ergaben sich für die einzelnen Bodentypengruppen die in Tabelle II.18 angeführten, über die Horizontmächtigkeit gewichteten, mittleren Skelettgehalte.

Tabelle II.18: Grobskelettanteile der Bodentypengruppen, Bezugstiefe 50 cm, auf 5 % gerundet.

Bodentypengruppe	Mittl. Skelettgehalt
Reiche Fels-Braunerden	20 %
Arme Fels-Braunerden	25 %
Semipodsol	20 %
Podsole	20 %
Pseudogleye und Gleye	10 %
Lockersediment-Braunerden	15 %
Rendsina i.w.S.	50 %
Kalk-Braunlehm	25 %
Sonstige	25 %

Es zeigt sich eine geringe Spreitung der Skelettgehalte über die Bodentypen, mit der Abfolge von Gleyen, Pseudogleyen und Lockersediment-Braunerden hin zu den Rendsinen. Der hohe Grobskelettanteil der Kalk-Braunlehme ist durch deren durchschnittlich geringe Gründigkeit bedingt, (hohe Grobskelettanteile oder Festgestein ab 30/40 cm Tiefe) während bei den Rendsinen hohe Skelettgehalte bereits oberflächennah auftreten.

5.2 Textur

Die Textur wurde im Feld nach genetischen Horizonten mittels der Fingerprobe (nach Bundesanstalt für Bodenkunde, modifiziert) angesprochen. Die Korngrößenzusammensetzung wurde für den geometrischen Horizont 30-50 cm im Labor ermittelt und daraus die Textur errechnet.

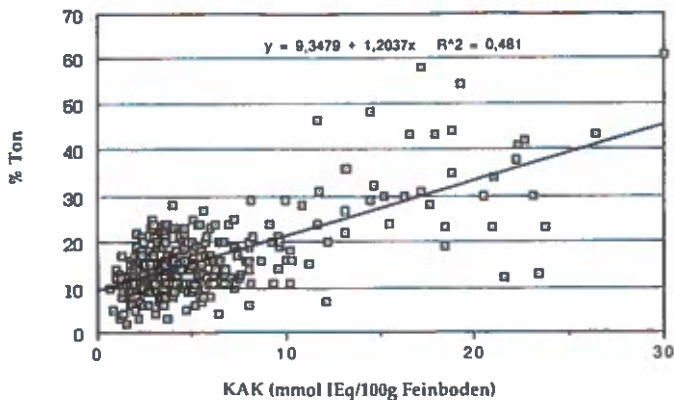


Abbildung II.5: Zusammenhang zwischen Tongehalt und Kationenaustauschkapazität im geometrischen Horizont 30-50 cm, karbonatfreie Böden der WBZ I

Die Bodenart ist neben der organischen Substanz wesentlich beeinflussender Faktor der Kationenaustauschkapazität, die für die chemische Filterwirkung des Bodens und für die Speicherfähigkeit leicht verfügbarer Mineralnährstoffe entscheidend ist. Den Zusammenhang zwischen Tongehalt und Kationenaustauschkapazität zeigt Abbildung II.6 für karbonatbeeinflusste Böden und Abbildung II.5 für die Gruppe der karbonatfreien Böden. Beide Gruppen weisen bei steigendem Tongehalt auch höhere Kationenaustauschkapazität auf. Der Zusammenhang ist bei den karbonatfreien Böden, die durchschnittlich geringere Anteile an organischer Substanz als die karbonatbeeinflussten aufweisen, wesentlich straffer.

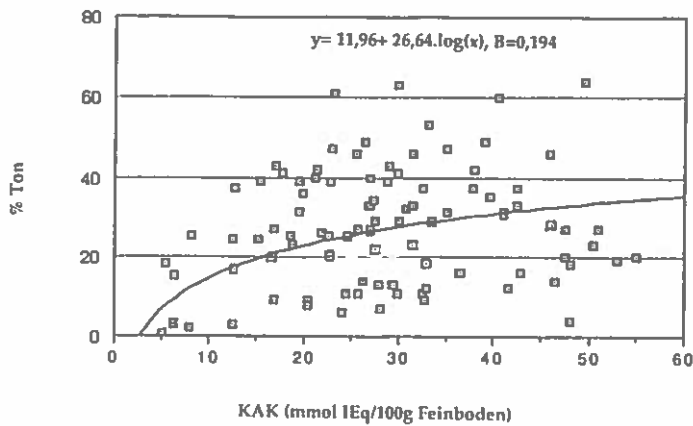


Abbildung II.6: Zusammenhang zwischen Tongehalt und Kationenaustauschkapazität im geometrischen Horizont 30-50 cm, karbonatbeeinflusste Böden der WBZI

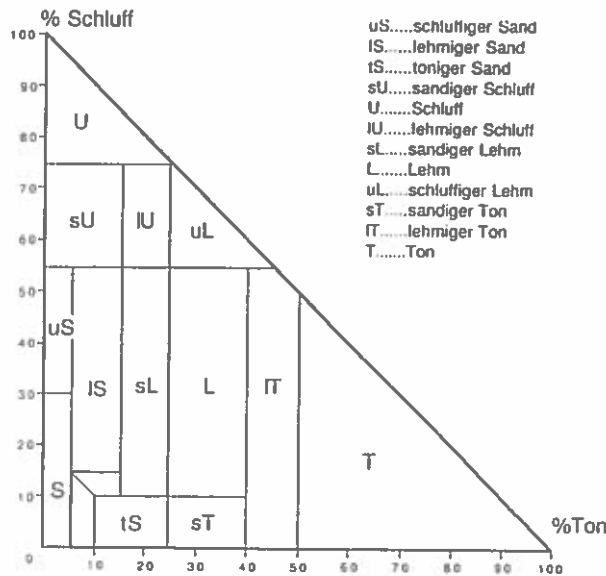


Abbildung II.7: Österreichisches Texturdreieck

Die Ergebnisse der Korngrößenbestimmung für einige Bodentypengruppen in das österreichische Texturdreieck (Abbildung 11.7) eingetragen, zeigen die Abbildungen 11.8 bis 11.13. Sehr niedrige Ton- (maximal 26 %) und geringe Schluffgehalte weisen die Semipodsole und Podsole auf. Sie weisen als Bodenart daher fast ausschließlich sandigen Lehm oder lehmigen Sand auf, was auf geringe Kationenaustauschkapazitäten schließen läßt. Auch bei den Fels-Braunerden (arme und reiche Braunerden) wurde überwiegend sandiger Lehm und lehmiger Sand ausgewiesen, eine größere Anzahl von Probestellen besitzt jedoch höhere Schluffanteile (sandiger und lehmiger Schluff). Ähnlich wie die Felsbraunerden sind die Lockersediment-Braunerden zu beurteilen, wobei einige Flächen bereits höhere Tonanteile aufweisen (Bodenart toniger Lehm).

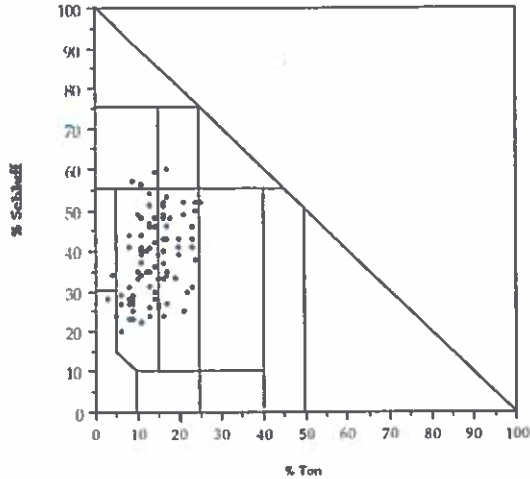


Abbildung 11.8: Korngrößenzusammensetzung in der Bodentypengruppe Semipodsole und Podsole, geometrischer Horizont 30-50 cm

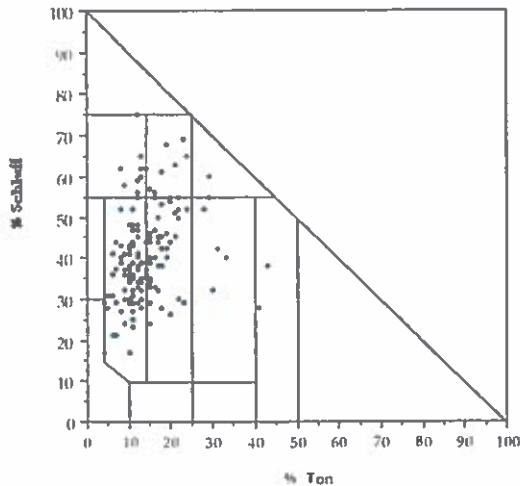


Abbildung 11.9: Korngrößenzusammensetzung in der Bodentypengruppe Fels-Braunerden, geometrischer Horizont 30-50 cm

Weit gespreitet ist das Korngrößenspektrum bei den Rendsinen. Hohe Tongehalte weisen die Übergangsformen von Rendsinen und Kalk-Braunlehm auf, während die Rendsinen im engeren Sinne eher geringe Ton-, aber höhere Sand- und Schluffanteile aufweisen. Der Bodengruppe der Kalk-Braunlehme sind sehr viele Probeflächen mit hohen Tongehalten zugeordnet, in etwa 10 % aller Fälle wurde Ton als Bodenart ausgeschieden.

Ein den Kalk-Braunlehm ähnliches Verteilungsmuster weisen die Pseudogleye und Gleye auf.

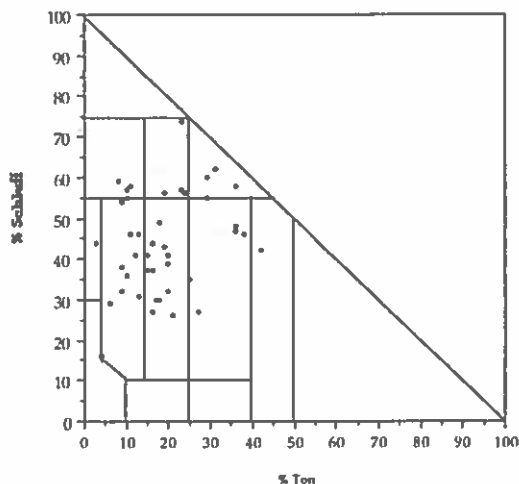


Abbildung II.10: Korngrößenzusammensetzung in der Bodentypengruppe Lockersediment-Braunerden, geometrischer Horizont 30-50 cm

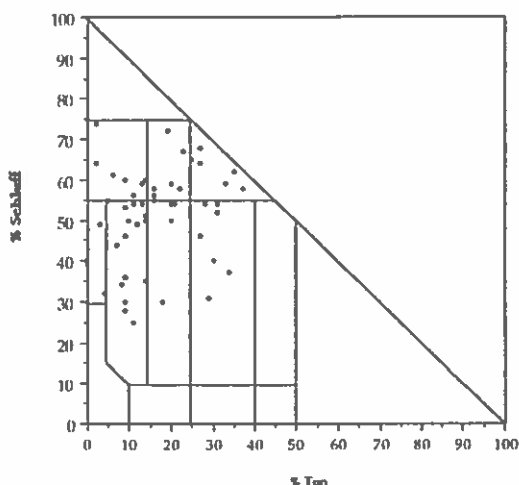


Abbildung II.11: Korngrößenzusammensetzung in der Bodentypengruppe Rendsina i.w.S., geometrischer Horizont 30-50 cm

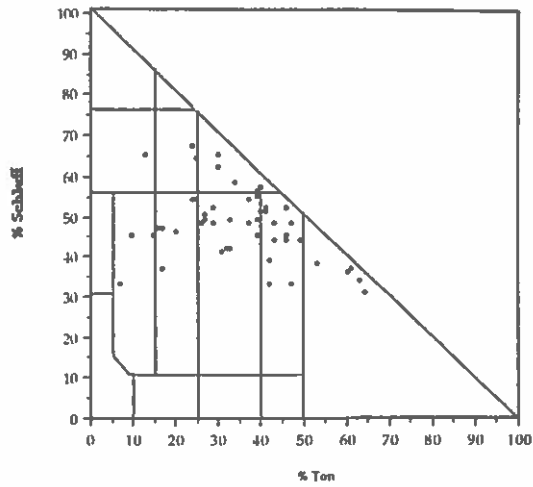


Abbildung II.12: Korngrößenzusammensetzung in der Bodentypengruppe Kalk-Braunlehm, geometrischer Horizont 30-50 cm

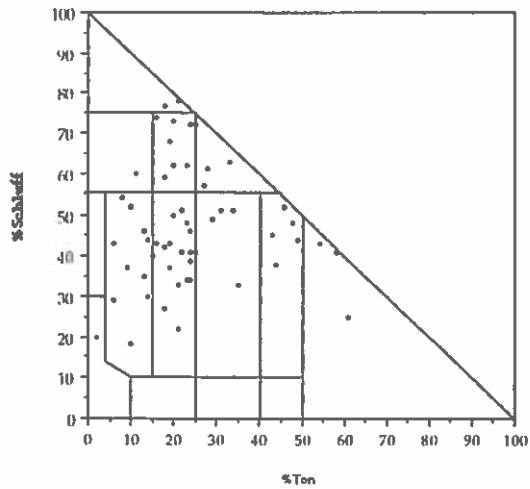


Abbildung II.13: Korngrößenzusammensetzung in der Bodentypengruppe Pseudogleye und Gleye, geometrischer Horizont 30-50 cm

6 Literaturverzeichnis

- BECK-MANAGETTA, P. & BRAUMÜLLER, E., 1964: Geologische Übersichtskarte der Republik Österreich mit tektonischer Gliederung. Geol. Bundesanstalt, Wien.
- ENGLISCH, M., KARRER G. & MUTSCH F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I: Methodische Grundlagen, Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt 168, Wien, 5-22.
- HUFNAGL, H., 1970: Der Waldtyp - ein Behelf für die Waldbaudiagnose. Innviertler Presseverein, Ried i. I., 1-223.
- KARRER, G., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt 168, Wien, 193-242.
- KILIAN, W. & MAJER C., 1990: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probennahme. FBVA-Berichte, Sonderheft 1990: 1-58.
- ÖSTERREICHISCHE FORSTINVENTUR 1971-1980, 1985: Inventurgespräch. Mitt. d. Forstlichen Bundesversuchsanstalt 154/II, Wien, 1-91.
- ÖSTERREICHISCHE FORSTINVENTUR 1971-1980, 1985: Zehnjahrsergebnis. Mitt. d. Forstlichen Bundesversuchsanstalt 154/I, Wien, 1-216 .
- SACHS, L., 1984: Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden, 6. Aufl., Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 1-552.

ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR

TEIL III: ATMOGENE HAUPTNÄHRSTOFFE

Michael Englisch

Zusammenfassung: Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte von 511 Probeflächen der Waldboden-Zustandsinventur wurden gemessen, und für die häufigsten Bodentypengruppen bzw. Humusformen die Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte ermittelt. Beziehungen zwischen der mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG und dem mittleren C/N-Verhältnis konnten festgestellt werden. Mit Hilfe des C/N-Verhältnisses und der Gesamt-Stickstoffvorräte wurde versucht, die Stickstoffversorgung von Waldökosystemen abzuschätzen.

Strichworte: Waldboden-Zustandsinventur, Gesamt-Stickstoff, organischer Kohlenstoff, C/N-Verhältnis, Humusform.

Abstract: The contents of nitrogen and organic carbon were measured on 511 sample plots of the Austrian Forest Soil Monitoring System. The stock of nitrogen and organic carbon per hectare was calculated for the most important soil types and humus forms. Correlations between medium nitrogen indicator values according to ELLENBERG and the C/N-ratio could be confirmed. Using C/N-ratio and stock of total nitrogen the nitrogen supply of forest ecosystems in Austria was estimated.

Keywords: forest soil monitoring system, nitrogen, organic carbon, C/N-ratio, humus form.

1 Einführung und Methodik

Im Gegensatz zu fast allen anderen Hauptnährstoffen, deren Gesamtvorräte oder austauschbare Gehalte größtenteils geogener Herkunft sind, sind Kohlenstoff und Stickstoff weitgehendst direkt oder indirekt luftbürtig und werden deswegen gemeinsam behandelt.

Da Richtwerte für die Nährstoffversorgung forstlich genutzter Böden bislang nur in Form von Düngungsempfehlungen und Richtwerten für eng umgrenzte Gebiete vorliegen, sind anthropogene Einflüsse (insbes. durch Immissionen) nur schwer von natürlichen Entwicklungstendenzen abzugrenzen.

Die bei Standortsbeschreibung, Bodenbeprobung, Bodenanalyse und Verrechnung verwendeten Methoden sind KILIAN & MAJER (1990) sowie ENGLISCH et al. (1992, Teil I dieses Bandes) zu entnehmen.

2 Stickstoff

Der weitaus überwiegende Teil des Bodenstickstoffs wurde mittels langfristiger biologischer Fixierungsprozesse aus dem Luftstickstoff gewonnen. Nur ein kleiner Teil der von den Pflanzen aufgenommenen Stickstoffverbindungen stammt von primär in den Gesteinen gebundenem Stickstoff.

Der Großteil des im Boden gemessenen Gesamtstickstoffs liegt in nicht pflanzenverfügbarer, an die organische Substanz (Bestandesabfall) gebundener Form vor. Pflanzenverfügbar sind nur geringe Teile des Gesamtstickstoffvorrats, nämlich der austauschbare anorganische Stickstoff, der überwiegend durch die Mineralisierung der organischen Substanz entsteht (Ammonium, Nitrate).

Stickstoff ist dasjenige Element, welches den Pflanzenenertrag am stärksten bestimmt. Im Vergleich zu anderen Nährstoffen ist der Bedarf der Pflanzen an Stickstoff am höchsten. Er beträgt

nach Untersuchungen von COLE & RAPP (1981) in mitteleuropäischen Laubwaldökosystemen $75 \pm 18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, in Nadelwaldökosystemen $47 \pm 17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Bei der Beurteilung des Stickstoffhaushalts von (Wald-)Ökosystemen muß sowohl die Möglichkeit von Stickstoffmangel als auch von Stickstoffüberschuß ins Kalkül gezogen werden:

Speziell Waldökosysteme waren im Lauf der Evolution durch Stickstoffmangel limitiert; Waldpflanzen und -bäume haben sich angepaßt und nutzen die relativ geringen Mengen pflanzenverfügbaren Stickstoffs effizient. Verschärft wurde die Mangelsituation in historischer Zeit durch den Entzug von Biomasse und damit auch Stickstoff durch Schneitelung und Streurechen.

Erst in jüngster Zeit kam es zu einer Trendumkehr:

Durch Emissionen von Industrie, Kraftfahrzeugverkehr und aus der Landwirtschaft (v.a. Massentierhaltung) werden relativ große Mengen pflanzenverfügbaren Stickstoffs in das Ökosystem eingebracht. Im allgemeinen wird dabei mit einer Verdoppelung der Einträge gegenüber denen der fünfziger Jahre (STADELMANN, 1992) gerechnet. Während der natürliche Stickstoffeintrag $1-5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ beträgt, wurden in verschiedenen europäischen Ländern anthropogen bedingt wesentlich höhere Eintragsmengen gemessen (Tabelle III.1).

Tabelle III.1: Jährlicher Eintrag von pflanzenverfügbarem Stickstoff in einigen Staaten Europas

Staat	Region	Autor	Eintrag $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$
Österreich:	Zillertal	GLATTES et al., 1985	5-15
	div. Regionen	GLATZEL et al., 1989	12-33
	Jägerwiese	JANDL, 1992	20
Schweiz:	Mittelland	HERTZ & BUCHER, 1988	20-70
Niederlande:		v. BREEMEN & JORDENS, 1983	bis 60
BRD:	Nordrhein-Westfalen	GEHRMANN, 1990	13-60

Diese Messungen lassen zumindest längerfristig Veränderungen in Waldökosystemen (Eutrophierung und deren Folgen) befürchten:

So kann Stickstoffeintrag im Verein mit niedrigen pH-Werten zu Auswaschung anderer Pflanzennährstoffe (z.B. Ca, Mg, K) führen und latente Nährstoffmängel akut machen. Weiters kann durch das N-Überangebot das Sproß-Wurzelverhältnis der Bäume verschoben werden und durch Verdünnung anderer Nährstoffe in der zusätzlich gebildeten Biomasse der Nährstoffhaushalt aus dem Gleichgewicht gebracht werden (GLATZEL et al., 1989). Düngung, die diese relativen Nährstoffmängel ausgleicht, kann dieses Ungleichgewicht auf Dauer nicht beheben. Weiters ruft N-Überangebot einen Rückgang des Mykorrhizabesatzes, erhöhte Frostanfälligkeit und infolge der veränderten Zusammensetzung des Pflanzengewebes erhöhte Anfälligkeit gegenüber Pathogenen hervor. Der pflanzenverfügbare $\text{NH}_4\text{-N}$ und Nitrat-N ist leicht löslich. Daher kann es zu Versauerung der Bodenlösung mit allen daraus folgenden Konsequenzen (Grundwasserbelastung, Produktionsabfall) kommen.

Um die Gefährdung von Ökosystemen durch Stickstoff- (und Schwefeleinträge) abschätzen zu können, wurde von einer ECE-Arbeitsgruppe (working group on critical loads for sulphur and nitrogen) das Konzept der „critical loads/critical levels“ entwickelt. Unter critical loads werden (Stickstoff-)Depositionswerte verstanden, die Veränderungen im Ökosystem hervorrufen und dieses in Aufbau und Funktion längerfristig verändern. Richtwerte für solche kritischen

Stickstoffeinträge werden in NILSSON & GREENFELT (1988) für verschiedene Ökosysteme angegeben: Laubwald: 5-20 kg.ha⁻¹.a⁻¹, Nadelwald: 3-15 kg.ha⁻¹.a⁻¹, Zwergstrauchheide: 3-5 kg.ha⁻¹.a⁻¹, Grasvegetation: 3-10 kg.ha⁻¹.a⁻¹. (Sämtliche Werte beziehen sich auf Mengen pflanzenverfügbaren Stickstoffs.)

Zahlreiche Wissenslücken bezüglich des Stickstoffhaushalts von Waldökosystemen relativieren die Aussagekraft dieser Werte: So ist über den Ammonium- und Nitratmetabolismus von Forstpflanzen wenig bekannt, kritische Werte für die Stickstoffsättigung von Pflanzen fehlen.

Die tatsächlich zur Verfügung stehenden Mengen pflanzenaufnehmbaren Stickstoffs sind von zahlreichen Faktoren, wie dem pH-Wert, dem C/N-Verhältnis, der Temperatur, der Durchlüftung und dem Wassergehalt des Bodens sowie der biologischen Aktivität abhängig und ausserdem starken kurzfristigen Schwankungen unterworfen.

Einmalige Messungen sind damit wenig signifikant. Daher ist bei Großraumerhebungen wie der vorliegenden, speziell bei Waldböden, sinnvollerweise nur der längerfristig stabile Gehalt an Gesamt-Stickstoff zu messen.

Langfristig bedeutsamen Einfluß auf den Stickstoffhaushalt nimmt auch die Bestandesentwicklung. Der Bedarf an pflanzenverfügbarem Stickstoff ist in 30-50jährigen Beständen (Stangenhölzer und schwache Baumhölzer) besonders hoch und sinkt dann mit zunehmendem Bestandesalter. Weitere Einflußgrößen sind die Bodenvegetation, die Baumartenzusammensetzung, sowie die eingesetzten Ernte- und Verjüngungsverfahren.

Die Gesamt-Stickstoffgehalte sind vom Humusgehalt stark abhängig, da ein hoher Anteil in der organischen Substanz des Humus gebunden ist. Der Gesamt-Stickstoffgehalt alleine gibt daher wenig Aufschluß über die Menge des kurzfristig mineralisierbaren oder aufnehmbaren Stickstoffs.

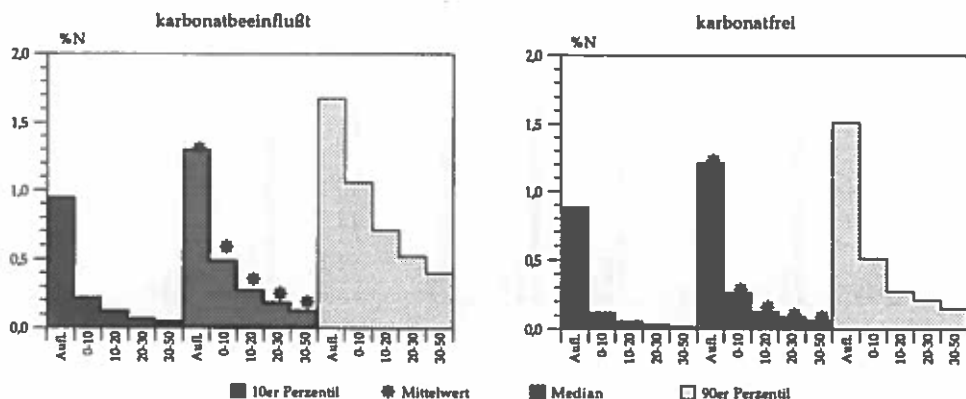


Abbildung III.1: Statistische Kennwerte von Gesamtstickstoff, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Der Großteil der gemessenen Werte (10er Perzentil bis 90er Perzentil) liegt innerhalb der in der Literatur angegebenen - sehr weit gesteckten - Grenzen für Mineralbodenhorizonte (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1989: 0,02-1 %, SCHRÖDER, 1969: 0,03-0,3 %). Mittelwerte und Mediane sind mit den für Tirol (in Oberböden) erhobenen Werten (AMT

DER TIROLER LANDESREGIERUNG, 1989) von 0,56 bzw. 0,47 % vergleichbar. Wie auch der Gehalt an organischer Substanz ($=C_{org}$), ist der Stickstoffgehalt in karbonatbeeinflussten Böden deutlich, etwa um das Zweifache, höher als in karbonatfreien. Da Stickstoff vor allem an die organische Substanz gebunden ist, nehmen die Gehalte infolge des nach unten zu geringer werdenden Anteils an organischem Material von oben nach unten rasch ab.

Tabelle III.2: Gesamtstickstoff über Tiefenstufen, statistische Kennwerte [%]

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	0,53	0,95	1,30	1,68	2,60	1,31	0,31	158
0-10 cm	0,07	0,22	0,49	1,06	1,90	0,59	0,36	171
10-20 cm	0,06	0,13	0,28	0,71	1,30	0,36	0,26	158
20-30 cm	0,04	0,07	0,19	0,52	1,30	0,25	0,20	150
30-50 cm	0,02	0,05	0,13	0,40	1,30	0,19	0,18	141
karbonatfrei								
Auflage	0,66	0,88	1,21	1,51	2,44	1,23	0,25	305
0-10 cm	0,06	0,12	0,26	0,51	1,88	0,29	0,20	331
10-20 cm	0,01	0,06	0,13	0,27	1,22	0,16	0,12	330
20-30 cm	0,00	0,04	0,09	0,21	0,92	0,11	0,08	328
30-50 cm	0,00	0,02	0,07	0,15	0,58	0,09	0,07	326

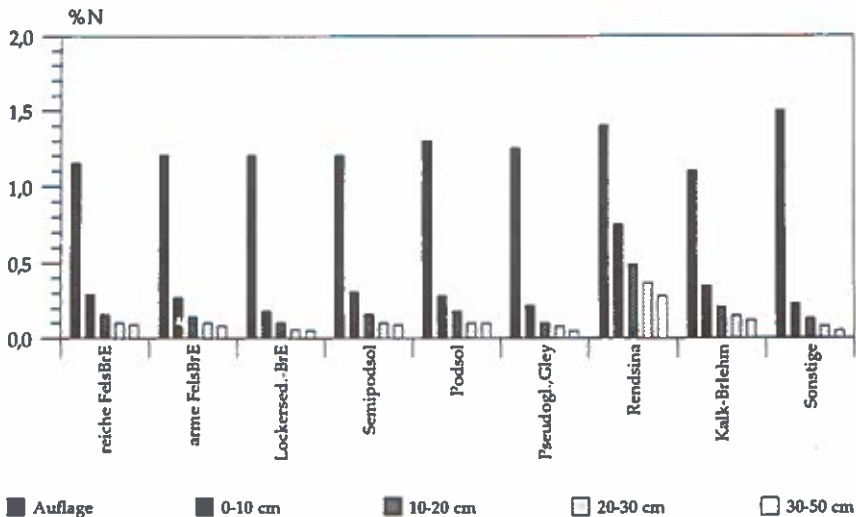


Abbildung III.2: Mediane von N_{tot} über Bodentypen und Tiefenstufen [%]

Für Auflagen bzw. einzelne Auflagehorizonte werden in der Literatur folgende N-Gehalte angegeben: BILLET et al., 1987 (Schottland) 0,84-1,81 %, LOHMEIER & v. ZEJSCH-WITZ, 1982 (Eisenberg) 0,4-1,4 %, ENGLISH et al., 1991 (Niederösterreich) 1,2 % (karbo-

natfreie Böden), 1,25 % (karbonatbeeinflusste Böden), CZERNEY, 1970 (div. osteuropäische Standorte) O_1 : 1,5 %, O_f 1,7 %, O_h 1,4 %.

Die mittleren Stickstoffkonzentrationen in der Auflage zeigen zwischen den Bodengruppen nur geringe Differenzen. Sie sind zwischen 1,1 % (Kalk-Braunlehme) und 1,4 % (Rendsinen) gelegen. Die höchsten Werte in Mineralböden weisen Rendsinen und Kalk-Braunlehme auf. In der Reihe der Böden auf silikatischem Ausgangsgestein treten zwischen den einzelnen Bodengruppen nur geringe Unterschiede auf. Einzige Ausnahme bilden die Lockersediment-Braunerden, die etwa um ein Drittel niedrigere Werte als die anderen aufweisen. (Abbildung III.2)

Die mittleren Gesamt-N-Vorräte in der Auflage betragen, abhängig von der Humusform, zwischen 230 und 1540 kg/ha (Abbildung III.3). In den ökologisch ungünstiger zu beurteilenden Humusformen sind damit größere Mengen Stickstoffs, nämlich 15-20 % des Gesamtbestands, wenig verfügbar festgelegt.

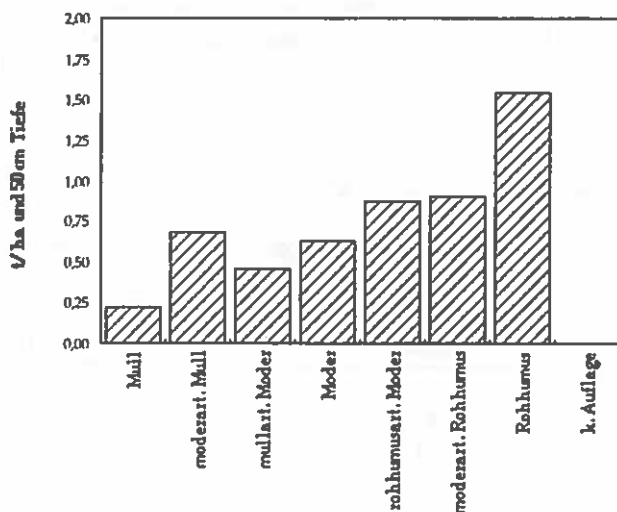


Abbildung III.3: Mittlere Stickstoffvorräte [N_m] in der Auflage der häufigsten Humusformen [kg/ha]

Tabelle III.3: Mittlere Stickstoffvorräte über Bodentypengruppen und Tiefenstufen [kg/ha]

Bodentypengruppe	Auflage	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-50 cm	Summe
reiche Fels-Braunerde	480	2079	1701	1358	2182	7800
arme Fels-Braunerde	622	2258	1354	1091	1647	6972
Lockersed.-BrE	464	1566	1070	774	1326	5200
Semipodsol	887	2366	1543	1188	2037	8021
Podsol	752	1870	1569	1083	2003	7277
Pseudogley, Gley	546	2141	1604	966	1706	6963
Rendsina	814	4120	2372	1696	1100	10101
Kalk-Braunlehm	391	2796	2013	1634	2193	9027

Die mittleren Stickstoffvorräte betragen, abhängig vom Bodentyp, zwischen 5,2 und 10,1 t. Trotz hoher Grobskelettgehalte von 50 % bei den Rendsinen bzw. 25 % bei den Kalk-Braunlehmen (ENGLISCH, 1992) sind, wie auch die Stickstoffkonzentrationen, die Stickstoffvorräte der Böden auf karbonatischem Ausgangsgestein höher als auf Böden der Silikatreihe. Die mit Abstand geringsten Stickstoffvorräte besitzen die Lockersediment-Braunerden.

Kalk-Braunlehme und reiche Braunerden weisen über den gesamten Profilverlauf hohe Vorräte auf, während fast zwei Drittel der Stickstoffvorräte der Rendsinen im Oberboden konzentriert sind und sie aufgrund des hohen Grobskelettgehalts in der Tiefenstufe 30-50 cm die niedrigsten Vorräte aller Bodengruppen besitzen.

Sowohl ELLENBERG et al. (1991) als auch GÖNNERT (1989) stellten gut gesicherte negative Korrelationen zwischen dem C/N-Verhältnis und der mittleren Stickstoffzahl sowie dem C/N-Verhältnis und dem mineralisierbaren Stickstoff von Standorten fest. Dieser Zusammenhang konnte auch bei der vorliegenden Untersuchung festgestellt werden (vgl. auch Abschnitt VII (Kapitel 2.6), Abbildung VII.24 in KARRER, 1992): Eine Reihung der Bodentypengruppen nach C/N-Verhältnissen (Tiefenstufe 0-10 cm) ergibt dasselbe Resultat wie die Reihung nach mittleren Stickstoffzahlen (Tabelle III.4). Weniger eng ist der Zusammenhang zwischen Stickstoffzahlen und C/N-Verhältnis in der Auflage (vgl. Abbildung VII.25 in KARRER, 1992).

Bei gemeinsamer Beurteilung des C/N-Verhältnisses und der Stickstoffgesamtvorräte kann die Versorgung mit pflanzenverfügbarem Stickstoff geschätzt werden.

Tabelle III.4: Mittleres C/N-Verhältnis in der Auflage und in der Tiefenstufe 0-10 cm, durchschnittliche Stickstoffzahl nach ELLENBERG, über Bodentypen

	C/N-Verhältnis (Auflage)	C/N-Verhältnis (0-10 cm)	Stickstoffzahl nach ELLENBERG
reiche Fels-Braunerde	26,4	16,4	5,3
arme Fels-Braunerde	26,4	20,5	4,5
Lockersed.-Braunerde	24,1	16,8	5,1
Semipodsol	28,0	22,4	4,0
Podsol	31,5	23,6	3,7
Pseudogley, Gley	25,3	15,7	5,1
Rendsina	29,0	18,8	4,8
Kalk-Braunlehm	28,2	16,2	5,1

Dabei kann von folgenden Prämissen ausgegangen werden: Nach ZÖTTL (1960) ist die Netto-Mineralisationsrate (= Prozentsatz des Gesamt-N, der in einer Zeiteinheit pflanzenverfügbar nachgeliefert wird) von der Menge an Gesamtstickstoff abhängig. Durchschnittliche Mineralisationsraten liegen nach FIEDLER (1973) zwischen 1 und 2 %. Bei äußerst günstigen Verhältnissen im Boden können Mineralisationsraten bis zu 8 % erreicht werden (EVERS, 1967; JANDL, 1992). STADELMANN (1992) führt bei N-Vorräten von 5 t/ha im Boden Vorräte von 5-100 kg Nitrat-N und 2-50 kg Ammonium-N an. Dies entspricht in etwa auch den von FIEDLER (1973) genannten durchschnittlich 2 % des Gesamt-Stickstoffs, die pflanzenverfügbar sind.

Nach ZÖTTL (1960) und KRIEBITZSCH (1978) ist bei C/N-Verhältnissen über 25 die Stickstoffnachlieferung durch Mineralisierung stark eingeschränkt und daher vorwiegend nur $\text{NH}_4\text{-N}$ pflanzenverfügbar.

Stellt man den Stickstoffbedarf von Waldökosystemen mit 50 bis 75 kg.ha.⁻¹.a⁻¹ diesen Werten gegenüber, so sind bei (geringen) Mineralisationsraten um etwa 1 % rechnerisch Gesamtstickstoffvorräte von ca. 4000 kg/ha erforderlich, um den N-Bedarf zu decken. Insgesamt kann bei geringen Stickstoffvorräten und weiten C/N-Verhältnissen auf Stickstoffmangel geschlossen werden.

Als Standorte, auf denen Stickstoffmangelerscheinungen zu erwarten sind, wurden daher solche definiert, die weitere C/N-Verhältnisse als 25 und Stickstoffvorräte von weniger als 4 t/ha aufweisen. Diese Kriterien treffen auf 19 Standorte, d.s. etwa 3 % aller Probestellen, zu. Vorwiegend (zu etwa 70 %) sind dies Standorte auf podsoligen Braunerden und Semipodsolon.

Enge C/N-Verhältnisse (12-15) und hohe Stickstoffvorräte lassen hohe Mineralisierungsraten und daher hohe und rasche Verfügbarkeit von pflanzenverfügbarem Stickstoff erwarten. Meist liegen solche Standorte aber auf gut basengesättigten Böden und sind daher gegen die Folgen von Stickstoffüberschuß, v.a. Versauerung, aufgrund der hohen Stickstoffspeicherfähigkeit der darauf stockenden gutwüchsigen Bestände gegenüber Auswaschung relativ stabil.

Höhere Stickstoffverluste sind bei Standorten zu erwarten, die zwischen diesen ökologischen Extremen liegen. Die Höhe des Stickstoffverlusts scheint stark abhängig von Menge und „Bildungszeitpunkt von NO₃ zu sein.

Mittelfristig können Veränderungen im Ökosystem durch enger werdende C/N-Verhältnisse in oberflächennahen Bodenschichten bzw. in den Nadeln/Blättern oder steigende mittlere Stickstoffzahlen der Bodenvegetation angezeigt werden und auf andauernde Stickstoffeinträge verweisen (KUHN et al., 1987). Bestandesgeschichte, Bestandesbewirtschaftung und -entwicklung können aber ebenfalls zu Veränderungen der mittleren Stickstoffzahlen führen und damit den Einfluß von „Einträgen“ ins System überprägen (ROST-SIEBERT & JAHN, 1988).

3 Kohlenstoff und C/N-Verhältnis

Die organische Substanz ist Lebensgrundlage der heterotrophen Bodenorganismen, deren Leistungen, wie Mineralisierung und Gefügestabilisierung, wesentlich von Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz abhängen. Damit prägt sie direkt oder indirekt wesentliche Bodeneigenschaften.

Die Menge der organischen Substanz wird über den Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff ermittelt. Es wird ein genereller Umrechnungsfaktor von 1,72 zugrunde gelegt, der jedoch tatsächlich, abhängig von der Qualität der organischen Substanz, zwischen 1,5 und 2,0 schwankt.

Naturgemäß nimmt der Gehalt an organischer Substanz im Boden von oben nach unten stark ab. Viele Böden auf Kalk weisen aufgrund ihrer Entwicklung auch in tieferen Bodenhorizonten hohe Anteile organischer Substanz auf: So liegen die Kohlenstoff-Medianwerte karbonatfreier Mineralböden nur bei etwa 60 % der Werte für karbonatbeeinflusste (Tabelle III.5, Abbildung III.4).

Zur Beurteilung von Humusgehalten sind bei Waldböden völlig andere Maßstäbe als bei Grün- oder Ackerland anzusetzen, da Waldböden aufgrund des kühleren und humideren Bestandesinnenklimas, der schwer zersetzbaren Streu und der extensiveren Bewirtschaftung wesentlich höhere Gehalte an organischer Substanz aufweisen als Nicht-Waldböden. Dazu kommt, daß der mit Kalzium wenig gesättigte Humus der Waldböden weniger färbt. B-Horizonte können ohne visuell erkennbaren Humusgehalt 4 % Kohlenstoff (d.s. ca. 7 % Humus) enthalten, ein durchaus günstiger Krumengehalt in Tschernosemen unter Acker.

Die mittleren Kohlenstoffvorräte der untersuchten Auflagen liegen zwischen 11,0 und 25 t/ha. Dabei weisen die Semipodsole und Podsole, die im allgemeinen Humusformen mit lang-

samer Umsetzung der organischen Substanz aufweisen, auch die höchsten Kohlenstoffvorräte in der Auflage auf.

Die geringsten mittleren Kohlenstoffvorräte im Mineralboden wurden bei den Kalk-Braunlehm- und Lockersediment-Braunerden festgestellt (Tabelle III.6). Die höchsten Werte erreichen die tiefgründig humosen Podsole und Semipodsole. Geringere Vorräte weisen die Rend-
sine aufgrund ihres hohen Grobskelettanteils und ihrer geringeren durchschnittlichen Grün-
digkeit auf.

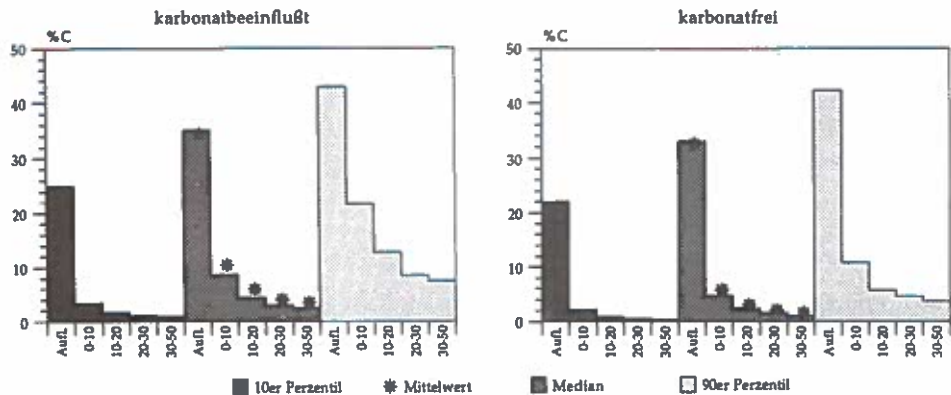


Abbildung III.4: Statistische Kennwerte von organischem Kohlenstoff, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle III.5: Organischer Kohlenstoff über Tiefenstufen, statistische Kennwerte [%]

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	11,80	25,00	35,10	42,90	47,80	34,30	7,10	158
0-10 cm	1,20	3,40	8,60	21,70	38,90	10,60	7,70	172
10-20 cm	0,70	1,80	4,40	12,70	22,90	6,00	4,80	158
20-30 cm	0,50	1,10	2,90	8,50	19,00	4,10	3,40	150
30-50 cm	0,40	0,90	2,50	7,40	21,10	3,50	3,30	141
karbonatfrei								
Auflage	12,60	22,00	33,00	42,30	45,60	32,50	7,40	305
0-10 cm	0,80	2,20	4,70	10,70	41,80	5,80	4,20	331
10-20 cm	0,20	0,90	2,40	5,80	16,70	3,00	2,40	330
20-30 cm	0,10	0,60	1,60	4,50	12,60	2,10	1,70	328
30-50 cm	0,10	0,40	1,10	3,70	10,20	1,60	1,50	326

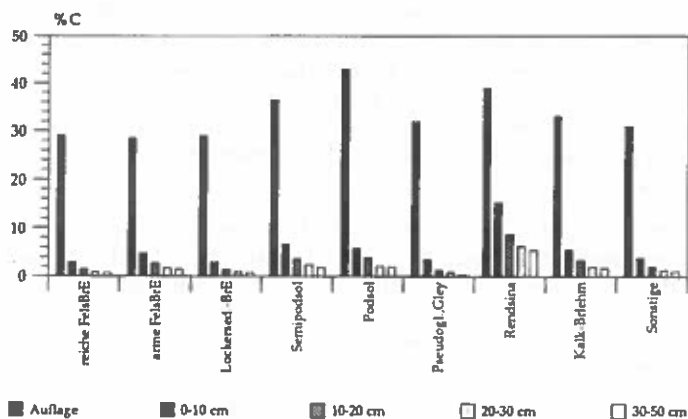


Abbildung III.5: Mediane von organischem Kohlenstoff über Bodentypen und Tiefenstufen [%]

Tabelle III.6: Mittlere Vorräte an organischem Kohlenstoff in der Auflage und im Mineralboden, über Bodentypengruppen, in t/ha

	C _{org} (Auflage), [t/ha]	C _{org} (Mineralboden, 0-50 cm) [t/ha]
reiche Fels-Braunerde	11,9	52,8
arme Fels-Braunerde	16,1	47,8
Lockersed.-BrE	11,6	36,7
Semipodsol	25,0	68,6
Podsol	24,8	57,4
Pseudogley, Gley	14,8	40,7
Rendsina	20,0	52,3
Kalk-Braunlehm	11,0	27,9
Sonstige	6,8	21,4

Tabelle III.7: Mittlere Vorräte an organischem Kohlenstoff in der Auflage [t/ha], über Humusformen, und C/N-Verhältnis, Tiefenstufe 0-10cm

Humusform	C _{org} Auflage [t/ha]	C/N-Verhältnis [Tiefenstufe 0-10cm]
Mull	5,0	15,1
moderart. Mull	8,1	17,0
mullart. Moder	10,9	18,2
Moder	16,3	19,4
Pilzmoder	9,9	17,6
xeromorpher Moder	10,1	20,9
hydromorpher Moder	22,7	28,1
rohhumusartiger Moder	24,1	22,6
moderartiger Rohhumus	24,6	22,7
Rohhumus	42,8	23,4

Wesentlich differenzierter als bei der Gliederung über Bodentypengruppen erscheinen die Kohlenstoffvorräte bei einer Stratifizierung über das Merkmal Humusform. Die Humusform Mull weist mit C_{org} -Vorräten von durchschnittlich etwa 5 t nur etwa ein Achtel des in Rohhumus gespeicherten Kohlenstoffs auf (Tabelle III.7). Die zwischen diesen ökologischen Extremen liegenden Humusformen weisen die erwartete Abfolge - geringere C-Vorräte in ökologisch günstiger und höhere C-Vorräte in ökologisch ungünstiger zu beurteilenden Humusformen - auf. Das von Mull über Moder zu Rohhumus weiter werdende C/N-Verhältnis unterstreicht diese Aussage.

Allgemein wird meist das C/N-Verhältnis des A_h -Horizonts zur Charakterisierung der Humusqualität herangezogen. Mit zunehmender Tiefe verliert es jedoch an Aussagekraft und wird daher nur für die Auflage und die Tiefenstufe 0-10 cm angeführt. Das C/N-Verhältnis gibt einen Eindruck in die Umsetzungsdynamik des Bodens und gilt deshalb als wesentlicher Parameter zur Klassifizierung von Humusformen. Es ist in Waldböden im Vergleich zu Acker- und Grünlandböden relativ weit.

Die C/N-Verhältnisse sind sowohl bei den karbonatbeeinflussten als auch bei den karbonatfreien Böden annähernd normalverteilt. Die Spreitung der Werte ist bei den karbonatbeeinflussten Böden - vermutlich aufgrund ihrer größeren Inhomogenität im Aufbau - etwas höher als bei der Gruppe der karbonatfreien Böden (Tabelle III.8). Im Auflagehumus sind die Mittelwerte, das 10er sowie das 90er Perzentil nur geringfügig verschieden, in der Tiefenstufe 0-10 cm weisen engere mittlere C/N-Verhältnisse auf insgesamt günstigere Humusumsetzungsdynamik hin.

Die räumliche Verteilung zeigt aufgrund zahlreicher überlagernder Einflüsse auf das C/N-Verhältnis ein sehr uneinheitliches Bild (Karte III.1). Generell ist das C/N-Verhältnis in den Tieflagen (Alpenvorland, Weinviertel, Wiener Becken, Südoststeiermark) aufgrund günstigerer klimatischer und teilweise auch geologischer Bedingungen etwas enger. Weniger ungünstig als erwartet sind die C/N-Verhältnisse im Wald- und Mühlviertel, die großteils als mäßig eng (22-26) zu bewerten sind.

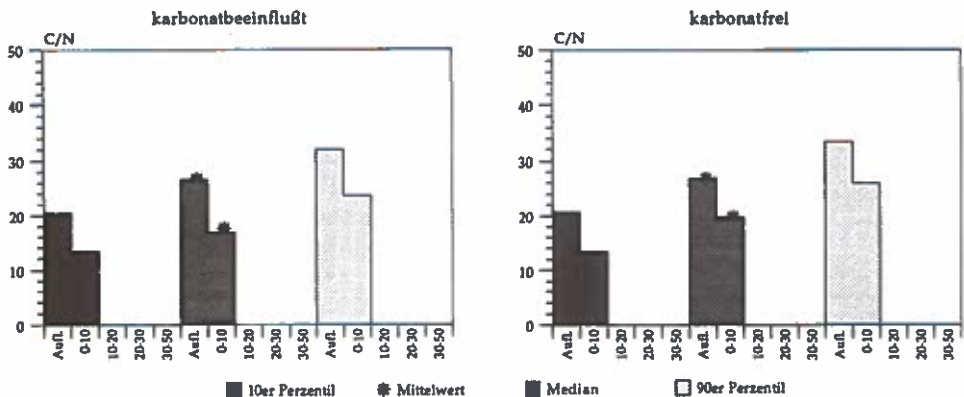


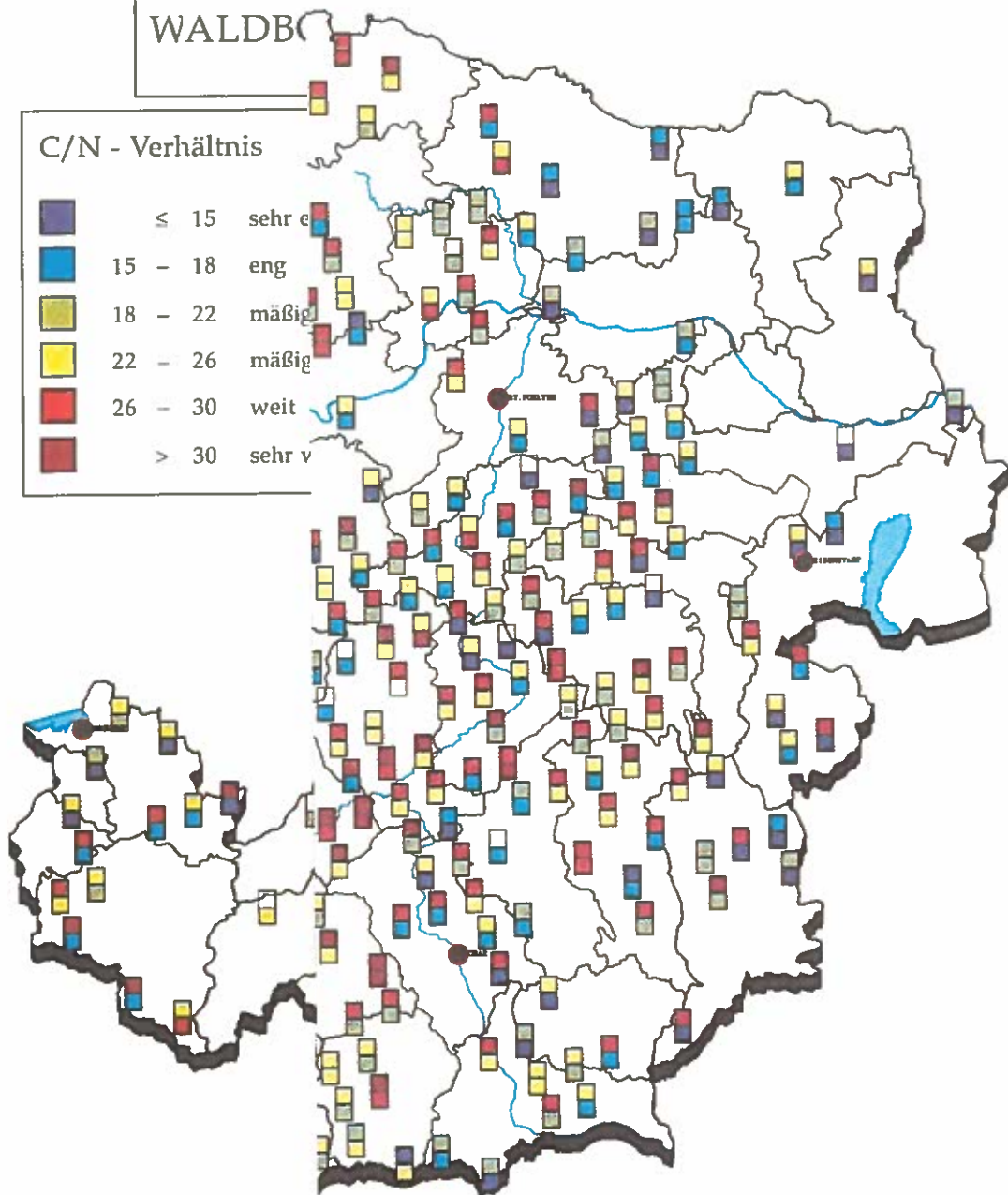
Abbildung III.6: Statistische Kennwerte für das C/N-Verhältnis, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Karte III.1: Räumliche Verteilung der C/N-Werte, Auflage und Tiefenstufe 0-10 cm

WALDB

C/N - Verhältnis

	≤ 15	sehr e
	15 - 18	eng
	18 - 22	mäßig
	22 - 26	mäßig
	26 - 30	weit
	> 30	sehr v



0 15 30

FORSTLICHE
BUNDESVERSUCHSANSTALT
WIEN
Institut für Standortkunde

Tabelle III.8: C/N-Verhältnis über Tiefenstufen, statistische Kennwerte

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	13,30	20,50	26,50	32,00	53,70	26,70	5,00	158
0-10 cm	10,00	13,30	16,90	23,60	36,90	17,60	4,30	172
karbonatfrei								
Auflage	9,40	20,80	26,70	33,40	46,40	26,70	5,40	305
0-10 cm	10,20	13,30	19,70	25,90	43,80	19,80	5,50	331

4 Literaturverzeichnis

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, 1989: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden, Bodenkataster. Innsbruck. 1-198.
- BILLET, M.F., FITZPATRICK, E.A. & CRESSER, M.S., 1990: Changes in the Carbon and Nitrogen Status of Forest Soil Organic Horizons Between 1949/50 and 1987. Environ. Pollut. 66, 67-79.
- COLE, D.W. & RAPP, M., 1981: Element cycling in forest ecosystems. In: D.E. REICHLE (Hrsg.) Dynamic properties of Forest Ecosystems. Cambridge University Press, 341-409.
- CZERNEY, P., 1970: Die Nährstoffverhältnisse des Fichtenhumus unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffs. In: Probleme der forstlichen Pflanzenernährung und Düngung. Tagungsbericht Nr. 103 der deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin, Berlin-Ost, 133-145.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISZEN, D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, Göttingen, 1-248.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & WAGNER, H., 1991: Bericht über den Zustand der Böden in Niederösterreich. Wien. 1-110.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & MUTSCH, F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I: Methodische Grundlagen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt, Wien, 168: 5-22.
- ENGLISCH, M., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil II: Standorts- und Bodenbeschreibung, Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt, Wien, 168, 23-44.
- EVERS, F.H., 1967: Zur Frage der Zusammenhänge zwischen Standort, Bestandestyp, Wachstum und Nährstoffverhältnissen des Bodens. XIV. IUFRO-Kongreß, Sektion 2.1, München (1967), 177-193.

- FIEDLER, H.J., NEBE, W. & HOFFMANN, F., 1973: Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. Stuttgart, 1-481.
- GEHRMANN, J., 1990: Ergebnisse mehrjähriger Depositionsmessungen. In: Umweltkontrolle am Waldökosystem, Landesausschuß für lw. Forschung, Erziehung und Wirtschaftsberatung, Reihe C, 48, 23-77.
- GLATTES, F. & SMIDT, S., 1987: Höhenprofil Zillertal - Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden, Ber. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt 20, Wien, 1-65.
- GLATZEL, G., KAZDA, M., GRILL, D., HALBWACHS, G. & KATZENSTEINER, K., 1989: Ernährungsstörungen bei Fichte als Komplexwirkung von Nadelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition- ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens? Allg. Forst- u. J.-Ztg., 158 (5/6), 91-97.
- GÖNNERT, Th., 1989: Ökologische Bedingungen verschiedener Laubwaldgesellschaften des Nordwestdeutschen Tieflandes. Diss. Bot.136, Stuttgart, 1-224.
- HERTZ, J. & BUCHER, P., 1988: Abschätzung der totalen Stickstoff- und Protoneneinträge in ausgewählte Ökosysteme der Schweiz. VDI-Berichte 837, 373-387.
- JANDL, R., 1992: Biogeochemische Stoffflüsse in einem Allium ursinum-Buchenwald des Wiener Waldes. Diss. Univ. Bodenkultur, Wien.
- KARRER, G., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VII: Vegetationsökologische Analysen, Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt, Wien, 168, 193-242.
- KRIEBITZSCH, W.U., 1978: Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. Göttingen, Scripta Geobot.14, 1-66.
- KUHN, N., AMIET, R. & HUFSCHEID, N., 1987: Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherung aus der Atmosphäre.
- LOHMEIER, W. & v. ZEZSCHWITZ, E., 1982: Einfluß von Reliefform und Exposition auf Vegetation, Humusform und Humusqualität. Geolog. Jb., Reihe F, Bodenkunde, 11, 33-70.
- NILSSON, J. & GREENFELT, P., (HRG.), 1988: Critical loads for Sulphur and Nitrogen. Reprint of the workshop report. Skokloster. 1-31.
- ROST-SIEBERT, K. & JAHN, G., 1988: Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte - Eignung zur Bioindikation von Immissionseinwirkungen? Forst und Holz, 43 (4), 75-81.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., HARTGE, K.-H. & SCHWERTMANN, U., 1989: Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Aufl., Stuttgart, 1-442.
- SCHRÖDER, D., 1969: Bodenkunde in Stichworten, Kiel.
- STADELMANN, F.X., 1992: Mögliche Wirkungen von Stickstoff aus landwirtschaftlicher Sicht. In: Forum für Wissen, 1992, Waldschadenforschung in der Schweiz: Stand der Kenntnisse, Birmensdorf. 1-162.
- van BREEMEN, N & JORDENS, E.R., 1983: Effects of atmospheric ammonium sulfate on calcareous and non-calcareous soils of woodlands in The Netherlands. In: ULRICH und PANKRATH (Hrg.): Effects of accumulation of air pollutants on forest ecosystems. D. Reidel Publishing Group Co., Dordrecht, The Netherlands, 171-182.

ZÖTTL, H., 1960: Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. Forstwiss. Cbl. 79, 72-90.

ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR TEIL IV: LITHOGENE HAUPTNÄHRSTOFFE

Franz MUTSCH

Zusammenfassung: Im Rahmen der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur wurden die Gesamtgehalte der lithogenen Hauptnährstoffe P, K, Ca, Mg und Fe untersucht; außerdem wurde S im Auflagehumus in seiner Eigenschaft als Immissionselement analysiert. Zum Nachweis diffuser Schwefelimmissionen scheinen Bodenanalysen auf Gesamtschwefel nicht geeignet. Während für P und mit Einschränkung auch für K durchwegs eine ausreichende Grundausrüstung angenommen werden kann, besteht (auf sehr sauren Böden) für Ca und insbesondere Mg die Gefahr der Unterversorgung. Die Bandbreiten der Konzentrationen der Nährelemente und deren Vorräte pro Flächeneinheit werden genannt. Zwischen den Gesamtgehalten von K, Ca und Mg einerseits und ihren austauschbaren Anteilen andererseits bestehen signifikante Zusammenhänge.

Stichworte: Bodeninventur, lithogene Hauptnährstoffe, Gesamtgehalte

Abstract: (Austrian Forest Soil Monitoring System, Part IV: Lithogeneous Main Nutrients)

Within the framework of the Austrian Forest Soil Monitoring System the total contents of the following lithogeneous main nutrients were investigated: P, K, Ca, Mg and Fe; S was analysed additionally, but only in connection with the property as indicator of immission and only for the surface layer. To furnish the proof of S-input the determination of total-S in the surface layer seems to be unsuitable. Whereas the total contents of P and with some reservations of K are sufficient, the Ca- and especially Mg-supply seems to be poor on some (very acid) soils. The range of the concentrations and of the stock of nutrients per area is cited. Between the total contents of K, Ca and Mg on the one hand and their exchangeable contents on the other, significant correlations are proved.

Keywords: soil monitoring, lithogeneous main nutrients, total contents

1 Allgemeine Grundlagen

Höhere Pflanzen benötigen für ihr Gedeihen eine Reihe lithogener und atmogener Nährstoffe. Das atmogene Element Kohlenstoff wird vorwiegend gasförmig, Sauerstoff teils gasförmig teils gemeinsam mit Wasserstoff als Wasser aufgenommen. Der Luftstickstoff gelangt im Wege des Stickstoffkreislaufs als Nitrat- oder Ammonium-Ion oder auch als organisches Molekül aus dem Boden in die Pflanze. Die Besprechung der atmogenen Nährstoffe Kohlenstoff und Stickstoff im Rahmen der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur erfolgt in Teil III (ENGLISCH, 1992b).

Die gesteinsbürtigen Nährstoffe werden in Haupt- und Spurennährelemente unterteilt. Die Hauptnährelemente sind Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen und Schwefel. Diese werden von Pflanzen in relativ großen, die Spuren- oder Mikronährelemente in relativ kleinen Mengen benötigt. Die metallischen Mikronährelemente werden im Teil VI „Schwermetalle“ (MUTSCH, 1992) behandelt.

Die Relation zwischen den Nährelementgehalten von Pflanzen und deren Wachstum ist nicht linear; sie beschreibt vielmehr eine charakteristische Kurve (Abbildung IV.1).

Die Kurve bezieht sich vor allem auf landwirtschaftliche Ertragsbeurteilungen, doch gilt sie prinzipiell auch für Waldbäume und ganz allgemein für die Nährelementsituation eines Waldstandortes. Der Analyse von Blättern und Nadeln zur Ermittlung des Nährelementbedarfs kommt daher in der Waldernährung eine besondere Bedeutung zu (STEFAN, 1992a). Diese Ergebnisse können jedoch nur im Zusammenhang mit dem Standort und bodenchemischen Daten vernünftig interpretiert werden. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Nährelement-

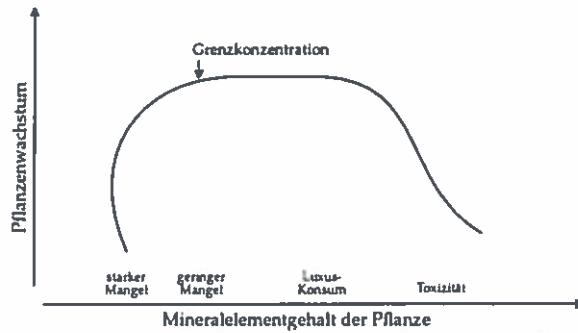


Abbildung IV.1: Beziehung zwischen dem Mineralelementgehalt einer Pflanze und ihrem Wachstum (aus MENGEL, 1984, nach SMITH)

aufnahme nicht allein vom Nährelementangebot im Boden, sondern auch von der Durchwurzelungstiefe, von der Feinwurzelentwicklung und Mykorrhizierung, der Wasserversorgung und Durchlüftung des Bodens, dem physikalischen, chemischen und biologischen Boden-zustand, der Transpirationrate der Bäume und anderen Faktoren abhängt (HÜTTL, 1991).

Tabelle IV.1: Mittlere Gehalte (in Prozent) der in dieser Arbeit untersuchten Nährstoffe einiger Magmatite und Sedimente (aus SCHACHTSCHABEL et al., 1992, nach WEDEPOHL)

	Gra-nit	Gab-bro	Rhyo-lith	Andesit	Sand-stein	Grau-wacke	Ton-schiefer	Karbonat-gestein
P ₂ O ₅	0,14	0,24	0,07	0,28	0,10	0,2	0,16	0,07
K ₂ O	5,1	0,56	5,4	1,1	2,1	2,0	3,6	—
CaO	0,72	11,1	1,1	7,9	4,3	2,5	2,2	40,5
MgO	0,26	8,1	0,32	4,4	1,9	2,1	2,6	7,7
Fe ₂ O ₃	0,78	2,6	1,3	3,5	2,5	1,6	2,8	1,0
FeO	1,1	7,9	0,75	5,5	1,5	3,5	3,7	0,68

Tabelle IV.2: Mittlere Bandbreite der Gesamtgehalte (in Prozent) von Nährelementen in Böden (nach SCHACHTSCHABEL et al., 1992)

	Gesamtgehalte (%)		
P ₂ O ₅	0,04	-	0,2
K ₂ O	0,2	-	4
CaO	0,14	-	1,7 *
MgO	0,08	-	0,8**
Fe ₂ O ₃	0,2	-	7
S	0,02	-	2

* viel höher bei karbonathaltigen Böden und Böden aus Gipsstein - in sandigen Böden tiefer

** viel höher bei Dolomitböden

Ein unmittelbares Bild der Nährelementversorgung für die Pflanze aus dem Boden liefern die leicht zugänglichen Nährstoffpools wie beispielsweise die austauschbaren Kationen. Diese Parameter werden im Rahmen der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur in Teil V diskutiert (KILIAN, 1992). In diesem Beitrag werden die Gesamtgehalte der gesteinsbürtigen Hauptnährelemente österreichischer Waldböden und ihre Amplituden besprochen. Die Grundlage liefern die Gehalte in den Ausgangsgesteinen (Tabelle IV.1). Die mittleren Gehalte von Böden zeigt Tabelle IV.2. Ein Bezug zwischen Boden- und Pflanzengehalten ist aus Tabelle IV.3 ersichtlich.

Tabelle IV.3: Kennwerte von Nährelementen in Böden und Pflanzen Mitteleuropas. Angaben in Reinelementform und ppm (modifiziert nach BLUME, 1990).

	Boden			Pflanze	
	gesamt		verfügbar		
P	200	- 1 000	10 - 30	1 000	- 5 000
K	2 000	- 50 000	40 - 400	5 000	- 50 000
Ca	1 000	- 10 000 *	100 - 5 000	500	- 50 000
Mg	500	- 5 000 **	10 - 500	1 000	- 10 000
Fe	>	200	< 2	50	- 1 000
S	100	- 2 000	10 - 200	500	- 5 000

* viel höher bei karbonathaltigen Böden und Böden aus Gipsgestein - in sandigen Böden tiefer

** viel höher bei Dolomitböden

Da in der Literatur einmal die Oxidform dann die Reinelementform der zu besprechenden Elemente angeführt sind, werden nachfolgend die Umrechnungsfaktoren genannt:

P_2O_5 auf P: 0,44 K_2O auf K: 0,83 CaO auf Ca: 0,71

P auf P_2O_5 : 2,29 K auf K_2O : 1,20 Ca auf CaO: 1,40

MgO auf Mg: 0,60 Fe_2O_3 auf Fe: 0,70

Mg auf MgO: 1,66 Fe auf Fe_2O_3 : 1,43

In dieser Arbeit wird in der Regel auf die Oxidform bezogen; ein Bezug auf das Reinelement wird deutlich hervorgehoben.

2 Methodik

Zur Erfassung der Grundausrüstung lithogener Hauptnährstoffe in österreichischen Waldböden wurde der Salpetersäure-Perchlorsäure-Aufschluß verwendet (BLUM et al., 1989; ÖNORM L 1085, 1989). Mit ihm können annähernd diejenigen Gehalte an Nährelementen erfaßt werden, die den Bäumen während einer Umtriebszeit zur Verfügung stehen („verwitterbarer Vorrat“). Unterschiedlich je nach Element kommen sie den Totalgehalten nahe (RUPPERT, 1990). Aus pflanzenphysiologischer Sicht ist die Erfassung dieses „verwitterbaren Vorrates“ von größerem Interesse als die Bestimmung der Totalgehalte mittels Flußsäure-Aufschluß. Die ausführliche Methodenbeschreibung ist Teil I (ENGLISCH et al., 1992) zu entnehmen.

3 Diskussion der Nährstoffe

3.1 Phosphor

Die Bedeutung des Phosphors liegt in seinem Vorkommen in wichtigen Strukturkomponenten der Zelle und in seiner Mitwirkung am Energiehaushalt derselben.

Phosphor kommt im Boden in anorganischer oder organischer Bindung vor. Der organische Anteil des Gesamtphosphors kann zwischen 20 und 80 % schwanken. In extremen Fällen werden in Podsolböden nur 4 %, in humosen, alpinen Böden 90 % des Gesamtphosphors als organisches Phosphat gefunden (MENDEL, 1984).

Bei dieser Untersuchung trifft der I-80 Bereich (Bereich zwischen 10er und 90er Perzentil) genau die Bandbreite, wie sie in Tabelle IV.2 angegeben wird, wobei die Unterschiede zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Probestflächen vergleichsweise gering sind: Auf karbonatbeeinflussten Böden liegen im Auflagehumus die Phosphorgehalte im allgemeinen etwas niedriger als auf karbonatfreien Böden. Im Mineralboden ist dieses Verhältnis umgekehrt. Auf karbonatbeeinflussten Böden nehmen die Phosphorgehalte mit zunehmender Bodentiefe leicht ab, auf karbonatfreien Böden ändern sie sich mit der Bodentiefe kaum. In der Tiefenstufe 30-50 cm sind die Phosphorgehalte der unterschiedlichen Ausgangssubstrate im Schnitt nahezu ident (Abbildung IV.2 und Tabelle IV.4).

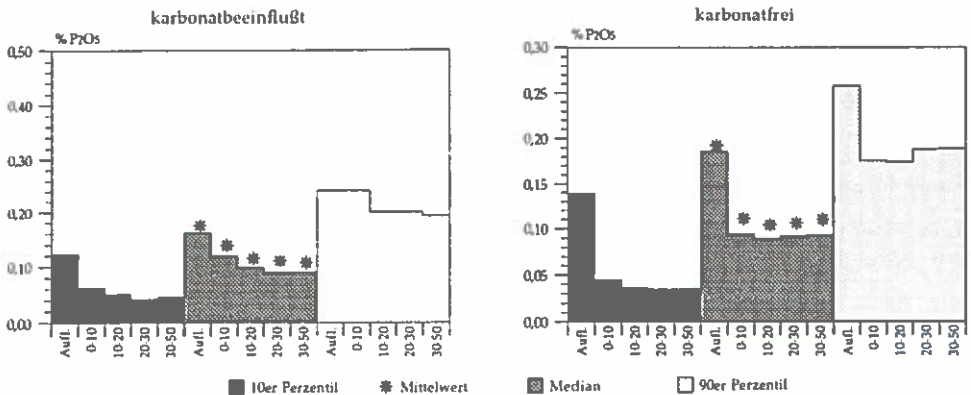


Abbildung IV.2: Statistische Kennwerte von Phosphor, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Die Phosphorgehalte des Auflagehumus (biogene Anreicherung über den Bestandesabfall) liegen deutlich über den Gehalten des Mineralbodens.

Die markant höheren Gehalte an Phosphor im Auflagehumus sind in den Abbildungen IV.3 und IV.4 sowie Tabelle IV.5 ebenfalls klar erkennbar. Eher niedrige Phosphorgehalte findet man in Lockersediment-Braunerden sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden. Bei Pseudogleyen und Gleyen sowie bei Kalk-Braunlehm liegen nur die Gehalte der Mineralböden vergleichsweise niedrig. Bei den Kalk-Braunlehm ist dies durch die niedrigen Phosphorgehalte von Karbonatgestein (Tabelle IV.1) erklärbar. Die besonders hohen Phosphorgehalte in Mineralböden der Rendsinen sind auf deren hohen Anteil an organischer Substanz zurückzuführen.

Tabelle IV.4: Statistische Kennwerte von Phosphor (P_2O_5 in Prozent), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	0,087	0,123	0,162	0,241	0,425	0,175	0,050	158
0-10 cm	0,027	0,063	0,119	0,241	0,432	0,139	0,075	172
10-20 cm	0,025	0,051	0,098	0,201	0,391	0,116	0,065	158
20-30 cm	0,004	0,042	0,089	0,201	0,416	0,111	0,071	150
30-50 cm	0,025	0,046	0,090	0,194	0,408	0,107	0,067	141
karbonatfrei								
Auflage	0,052	0,139	0,186	0,258	0,345	0,192	0,045	305
0-10 cm	0,016	0,045	0,094	0,176	0,665	0,111	0,071	331
10-20 cm	0,011	0,036	0,089	0,174	0,687	0,104	0,072	330
20-30 cm	0,013	0,035	0,092	0,188	0,745	0,106	0,076	328
30-50 cm	0,009	0,035	0,093	0,189	0,786	0,110	0,080	326

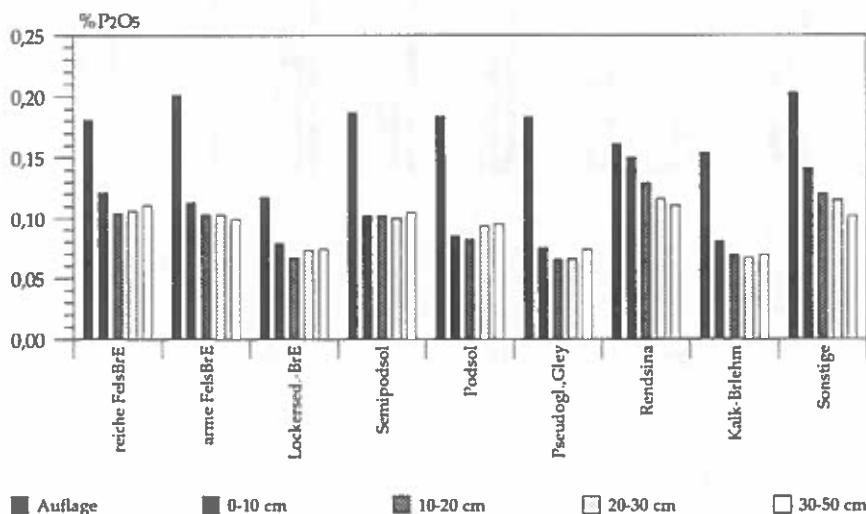


Abbildung IV.3: Phosphorgehalte (Median in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Die Mediane der Wuchsräume zeigen keine eindeutigen Tendenzen (Abbildung IV.4).

Die auf das Reinelement bezogenen mittleren Nährstoffvorräte an Phosphor (I-80 Bereich) bewegen sich für Humusaufagen zwischen 5 bis 100 kg/ha und für den Mineralboden (0-50 cm) zwischen 800 bis 4 500 kg/ha. Die Unterschiede zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden sind gering. Vergleichbare Analysenergebnisse aus Rheinland-Pfalz (BLOCK et al., 1991) stimmen sowohl bezüglich der Humusaufagen als auch des Mineralbodens recht gut überein.

Tabelle IV.5: Phosphorgehalte (P_2O_5 in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	0,181	0,191	0,122	0,157	0,104	0,145	0,106	0,146	0,111	0,148
arme FelsBrE	0,201	0,203	0,113	0,119	0,103	0,106	0,104	0,110	0,109	0,114
Lockersed.-BrE	0,177	0,190	0,079	0,092	0,067	0,083	0,073	0,083	0,074	0,087
Semipodsol	0,187	0,190	0,102	0,109	0,102	0,109	0,100	0,113	0,105	0,118
Podsol	0,184	0,183	0,085	0,082	0,082	0,080	0,093	0,085	0,095	0,092
Pseudogley/Gley	0,183	0,185	0,078	0,096	0,067	0,089	0,068	0,089	0,075	0,092
Rendsina	0,162	0,175	0,150	0,159	0,129	0,133	0,116	0,126	0,111	0,116
Kalk-Braunlehm	0,154	0,159	0,081	0,095	0,069	0,079	0,067	0,077	0,069	0,076

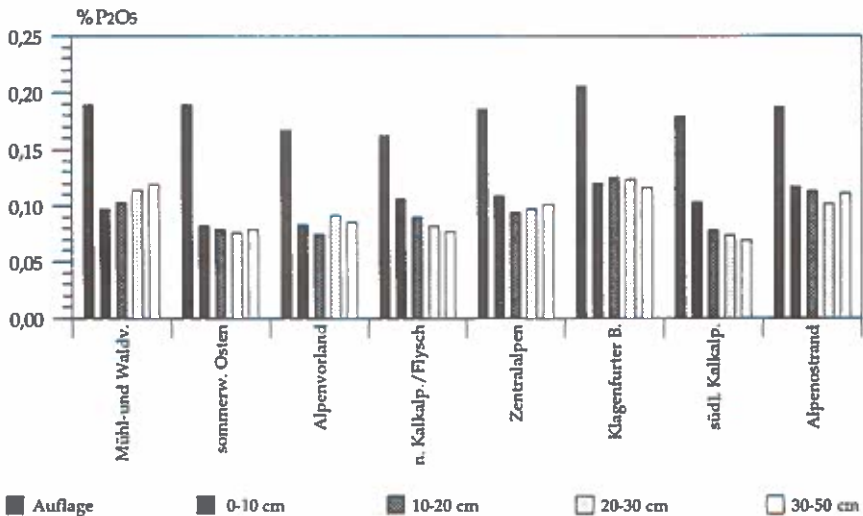


Abbildung IV.4: Phosphorgehalte (Median in Prozent), getrennt nach Wuchsräumen

Die Grundausrüstung österreichischer Waldböden mit Phosphor ist weitgehend ausgewogen. Entsprechende Nadelanalysen zeigen hingegen ein uneinheitliches Bild: Während auf österreichischen Dauerbeobachtungsflächen Fichtennadeln mit Phosphor meist ausreichend versorgt sind (STEFAN, 1991), gibt es bei mehr als 20 % der Proben des österreichischen Bioindikatorsnetzes eine Unterversorgung (STEFAN, 1992a). Für die Aufnahme der häufig schwer löslichen Phosphate ist vor allem ein gut ausgebildetes Wurzel- bzw. Wurzel/Mykorrhiza-System wichtig. Der begrenzende Faktor der Versorgung der Pflanze mit Phosphor ist daher eher in den pflanzlichen Aufnahmemechanismen (Wurzel/Mykorrhiza-Schädigung) als in mangelnden Phosphorvorräten von Böden zu suchen (vgl. auch KILIAN, 1969).

3.1.1 C/P-Verhältnis

Das C/P-Verhältnis (Abbildung IV.5, Tabelle IV.6) wurde nur für den Auflagehumus und die obersten 10 cm des Mineralbodens errechnet. Von ULRICH et al. (1984) wurde als obere

Grenze für das C/P-Verhältnis (für A_h -/ O_h -Horizonte), bis zu der noch mit intakter mikrobieller Aktivität zu rechnen ist, ein Quotient von 200 genannt. In den obersten 10 cm des Mineralbodens (allerdings nur selten ident mit dem A_h -Horizont) wird diese Grenze von 40 % der karbonatbeeinflussten und 20 % der karbonatfreien Böden überschritten. Im Auflagehumus, der bei diesen Untersuchungen neben dem O_h - auch den O_f - und O_l -Horizont umfassen kann, liegen die C/P-Verhältnisse freilich deutlich über dieser Marke. Der Richtwert für C/P-Verhältnisse ist auf wohldefinierte diagnostische Horizonte bezogen, wie sie für diese Untersuchung nicht vorgesehen waren. Dennoch kann aufgrund der nach fixen Tiefenstufen erhaltenen C/P-Verhältnisse ebenfalls auf eine recht gute Phosphorversorgung österreichischer Waldböden geschlossen werden.

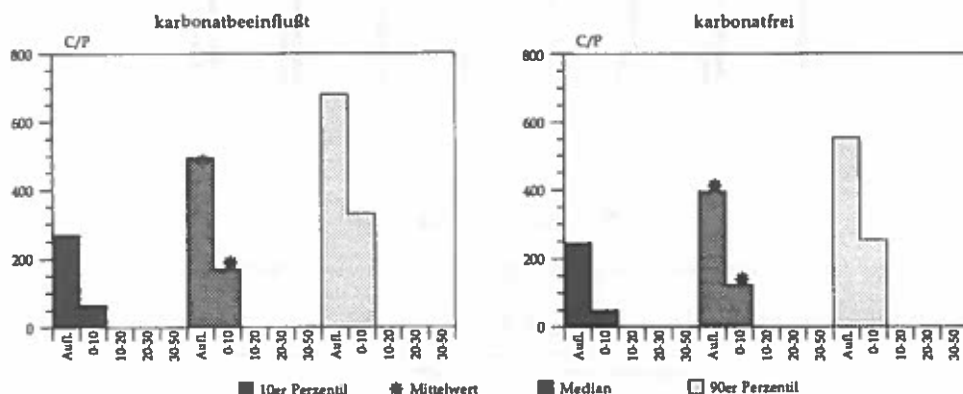


Abbildung IV.5: Statistische Kennwerte des C/P-Verhältnisses, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle IV.6: Statistische Kennwerte des C/P-Verhältnisses, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	125	269	494	681	900	485	162	158
0-10 cm	26	66	170	330	529	189	107	172
karbonatfrei								
Auflage	144	244	396	553	1864	411	162	305
0-10 cm	6	50	122	252	689	140	87	331

Interessante Ergebnisse liefern die Mediane der C/P-Verhältnisse getrennt nach Bodentypengruppen (Abbildung IV.6, Tabelle IV.7): Es sind zwei recht deutlich voneinander unterscheidbare Gruppen erkennbar, nämlich die Braunerden auf der einen und der Podsol, die Rendsina und der Kalk-Braunlehm auf der anderen Seite. Die Braunerden verfügen über mittlere C/P-Verhältnisse in den Auflagen von rund 350, in der obersten Mineralbodenschicht von knapp

100. Bei Podsolen, Rendsinen und Kalk-Braunlehm liegen die entsprechenden Verhältnisse deutlich weiter, nämlich bei knapp 500 bzw. 200. Die Gruppe der Semipodsole und Pseudogley/Gleye nimmt eine Mittelstellung ein.

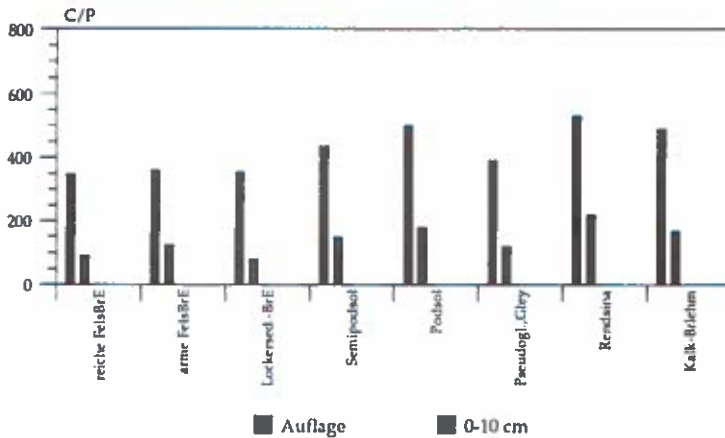


Abbildung IV.6: C/P-Verhältnisse (Mediane), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle IV.7: C/P-Verhältnisse, getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage		0-10 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	349	393	91	106
arme FelsBrE	359	373	125	139
Lockersed.-BrE	356	376	78	116
Semipodsol	435	440	147	166
Podsol	499	540	180	198
Pseudogley/Gley	389	416	120	131
Rendsina	531	529	219	238
Kalk-Braunlehm	490	487	166	170

3.2 Kalium

Kalium kommt in den Pflanzen nicht in organischer Verbindung sondern als Ion vor. Seine Bedeutung liegt vor allem in seiner quellungsfördernden Wirkung (Osmoregulation) und damit z. T. in der Aktivierung von Enzymen.

Den Tabellen IV.1 und IV.2 ist zu entnehmen, daß die Kaliumgehalte in den angeführten Gesteinen zwischen 0,5 und über 5 %, in Böden zwischen 0,2 und 4 % liegen. In den kaliumreichsten Tonmineralen liegen die Gehalte um rund 10 %. In der Regel enthält ein Boden umso mehr Gesamtkalium, je höher seine Ton- und Schlufffraktionen sind (vergleiche dazu die Korngrößenverteilung der verschiedenen Bodentypen in Teil II, ENGLISCH, 1992a).

Diese hohen Kaliumgehalte können deshalb nicht ausgewiesen werden, weil Kalium zu jenen Elementen gehört, welche von der hier verwendeten Aufschlußmethode nur zum Teil erfaßt

werden. Der verwitterbare Vorrat macht meist etwa 10-20 % des Totalgehaltes aus. Berücksichtigt man diesen Faktor, so sind die Kaliumgehalte österreichischer Waldböden mit denen in den Tabellen IV.1 und IV.2 vergleichbar.

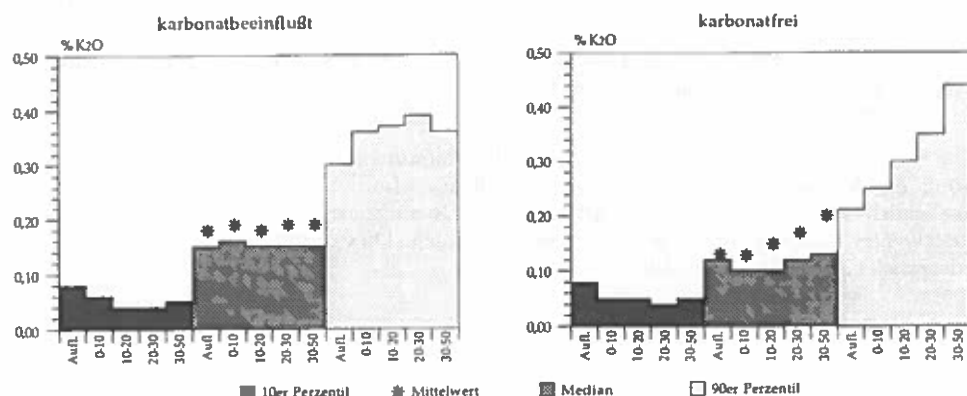


Abbildung IV.7: Statistische Kennwerte von Kalium, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle IV.8: Statistische Kennwerte von Kalium (K₂O in Prozent), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	0,03	0,08	0,15	0,30	0,52	0,18	0,10	158
0-10 cm	0,01	0,06	0,16	0,36	0,95	0,19	0,13	172
10-20 cm	0,02	0,04	0,15	0,37	0,72	0,18	0,13	158
20-30 cm	0,01	0,04	0,15	0,39	0,75	0,19	0,14	150
30-50 cm	0,02	0,05	0,15	0,36	0,75	0,19	0,14	141
karbonatfrei								
Auflage	0,03	0,08	0,12	0,21	0,52	0,13	0,07	305
0-10 cm	0,01	0,05	0,10	0,25	1,30	0,13	0,13	331
10-20 cm	0,01	0,05	0,10	0,30	1,30	0,15	0,15	330
20-30 cm	0,01	0,04	0,12	0,35	1,60	0,17	0,17	328
30-50 cm	0,01	0,05	0,13	0,44	1,43	0,20	0,21	326

Bei niedrigen Gehalten (10er Perzentil) sind die karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden einander ähnlich (Abbildung IV.7 und Tabelle IV.8). Die höchsten Gehalte sind in den Auflagen zu finden. Bei den Medianen liegen die karbonatbeeinflussten Böden bereits höher. Ein Tiefengradient ist bei beiden Gruppen kaum erkennbar (gleichmäßige Gehalte im Bodenprofil um 0,15 % auf karbonatbeeinflussten Böden, um 0,11 % auf karbonatfreien Böden).

Das 90er Perzentil weist für karbonatbeeinflusste Böden einen ebenfalls weitgehend gleichmäßigen Profilverlauf im Mineralboden auf. Die entsprechenden Gehalte des Auflagehumus liegen etwas darunter. Das 90er Perzentil bei den karbonatfreien Böden zeigt die niedrigsten Gehalte in der Auflage (niedriger als bei den karbonatbeeinflussten Böden) mit einem kontinuierlichen Anstieg hin zu den untersten Mineralbodentiefenstufen (höher als bei den karbonatbeeinflussten Böden). Die höheren 90er Perzentilgehalte von Kalium in der untersten Tiefenstufe karbonatfreier Böden und die insgesamt höheren Maximalwerte derselben sind vermutlich durch besonders kaliumreiche Tonminerale und/oder hohe Tonanteile dieser Böden erklärbar.

Die relativ hohen Gehalte von Kalium im Auflagehumus karbonatbeeinflusster Böden dürften durch den Kalium/Calcium-Antagonismus des Pflanzenstoffwechsels begründet sein: Der entquellenden Wirkung des auf Karbonatböden reichlich aufgenommenen Calciums muß ein entsprechendes Kaliumpotential gegenübergestellt werden. Dies drückt sich in den höheren Kaliumgehalten des Bestandesabfalls aus.

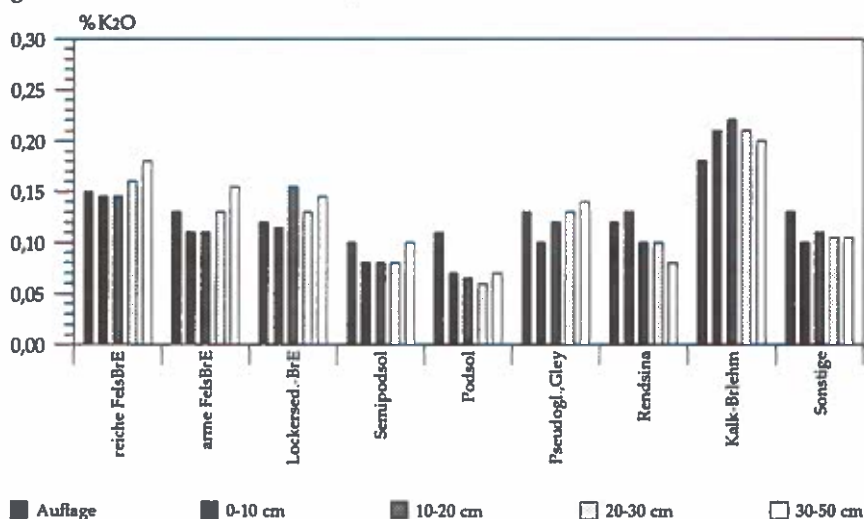


Abbildung IV.8: Kaliumgehalte (Mediane in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle IV.9: Kaliumgehalte (K_2O in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	0,15	0,18	0,15	0,20	0,15	0,20	0,16	0,23	0,18	0,28
arme FelsBrE	0,13	0,14	0,11	0,15	0,11	0,17	0,13	0,19	0,16	0,22
Lockersed.-BrE	0,12	0,16	0,12	0,13	0,12	0,14	0,13	0,15	0,15	0,17
Semipodsol	0,10	0,11	0,08	0,10	0,08	0,12	0,08	0,14	0,10	0,17
Podsol	0,11	0,11	0,07	0,07	0,07	0,07	0,06	0,08	0,07	0,10
Pseudogley/Gley	0,13	0,14	0,10	0,14	0,12	0,15	0,13	0,16	0,14	0,18
Rendzina	0,12	0,15	0,13	0,17	0,10	0,14	0,10	0,15	0,08	0,14
Kalk-Braunlehm	0,18	0,21	0,21	0,24	0,22	0,25	0,21	0,25	0,20	0,26

Aufschlußreich ist die Stratifizierung nach Bodentypengruppen (Abbildung IV.8, Tabelle IV.9). Recht ähnliche (mittelhohe) Medianwerte weisen die Braunerden auf, die höchsten davon die reichen Fels-Braunerden, gefolgt von Lockersediment-Braunerden und schließlich den armen Fels-Braunerden. Die höchsten Gehalte für alle Tiefenstufen zeigen die Kalk-Braunlehme. Sie sind die Bodentypengruppe, welche den höchsten Tonanteil in ihrer Korngrößenfraktion aufweist (ENGLISCH, 1992a), womit höhere Kaliumwerte einhergehen. Die niedrigsten Mediane zeigen Podsol und Semipodsol: der Podsol für sämtliche Mineralbodentiefenstufen, der Semipodsol für den Auflagehumus. Relativ niedrig sind die Mediane der Rendsina. Die Schwankungen der Mineralböden sind größer als die der Humusauflagen: Über den Filter der Pflanze werden - entsprechend den physiologischen Notwendigkeiten - unterschiedliche Gehalte des Mineralbodens abgepuffert. Manchmal reichern die Humusauflagen im Vergleich zum Mineralboden an, manchmal reichern sie ab (vgl. Tabelle IV.3).

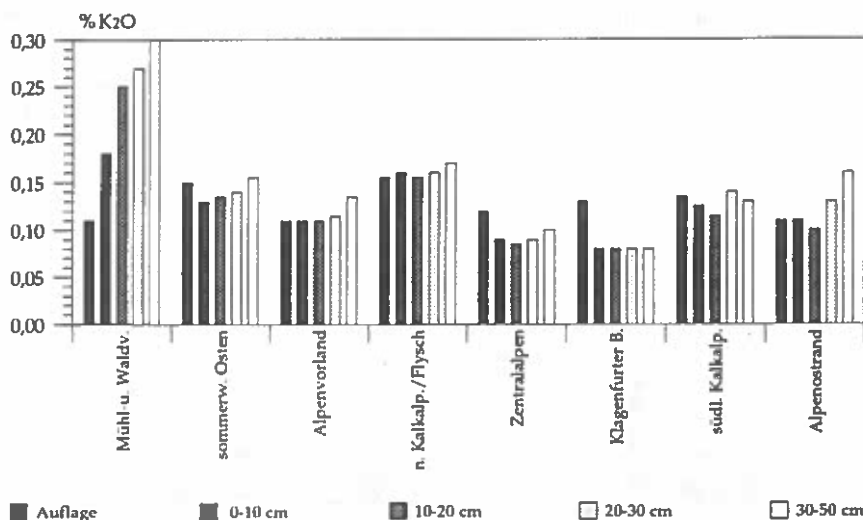


Abbildung IV.9: Kaliumgehalte (Mediane in Prozent), getrennt nach Wuchsräumen

Auffallend hoch sind die Gehalte des Mineralbodens im Mühl- und Waldviertel (Abbildung IV.9). Sie sind durch die Gehalte des Grundgesteins (Granit - vgl. Tabelle IV.1) erklärbar. Relativ ausgeglichen über alle Wuchsräume sind, trotz unterschiedlicher Gehalte im Mineralboden, die Werte im Auflagehumus.

Die auf das Reinelement bezogenen mittleren Nährstoffvorräte an Kalium (I-80 Bereich) bewegen sich für Humusauflagen zwischen 10 und 250 kg/ha und liegen damit etwas unter den von BLOCK et al. (1991) angeführten Werten. Die mittleren Vorräte im Mineralboden (0-50 cm) schwanken zwischen 2 000 und 15 000 kg/ha. Die Unterschiede zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden sind gering.

Für die in der Regel ungedüngten Waldböden ist das durch Mineralverwitterung und Ionenaustausch freigesetzte, neben dem aus dem Biokreislauf stammenden Kalium die wichtigste Kaliumquelle für die Pflanzen. Auf stark sauren Böden kann allerdings das durch Verwitterung und aus dem Streuabbau freigesetzte Kalium rascher ausgewaschen, als durch die Pflanze aufgenommen werden. In diesen Fällen könnte es zu Engpässen in der Kaliumversorgung kommen.

3.3 Calcium

Die Bedeutung des Calciums für die Pflanzenernährung liegt vor allem in seiner antagonistischen Wechselwirkung gegenüber Kalium: Es wirkt entquellend auf die Plasmakolloide der Pflanzen. Außerdem besitzt es spezifische Bedeutung für die Struktur und Funktion aller Zellmembranen.

Die in den Tabellen IV.2 und IV.3 genannten durchschnittlichen Gehalte für Böden werden vom Großteil der karbonatfreien Böden nicht erreicht. Rund 50 % der karbonatfreien Waldböden verfügen über niedrigere Gehalte als die in den Tabellen angeführten unteren Bereichsgrenzen. Selbst das 90er Perzentil der karbonatfreien Böden liegt nur in der unteren Hälfte der angeführten Bereiche (Abbildung IV.10 und Tabelle IV.10). Diese Fakten sind insofern erklärbar, als den Tabellen Analysenwerte vorwiegend landwirtschaftlicher Böden zugrundeliegen. Die Calciumausstattung saurer Waldböden differiert sehr von den Calciumgehalten landwirtschaftlich genutzter Böden. Hingegen erreichen karbonatbeeinflusste Böden die oberen Bereichsgrenzen der Tabellen IV.2 und IV.3 beinahe schon mit dem 10er Perzentil.

Beim Vergleich der Calciumgehalte karbonatbeeinflusster und karbonatfreier Böden (Abbildung IV.10) müssen die um den Faktor 10 differierenden Prozentskalen berücksichtigt werden.

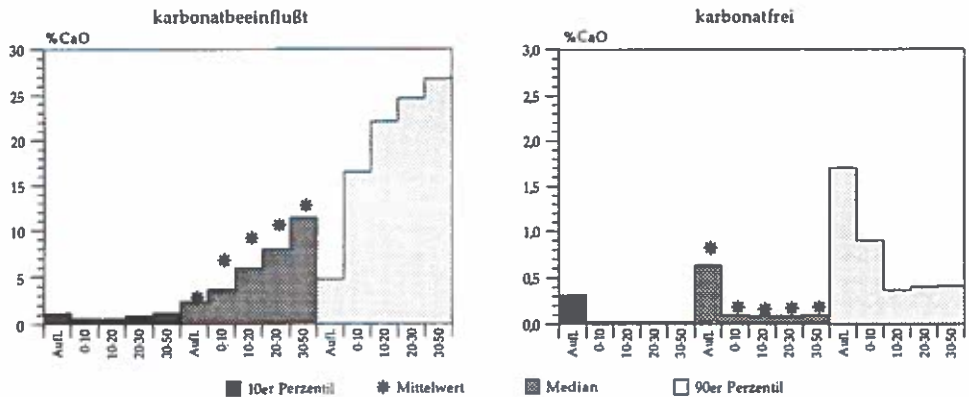


Abbildung IV.10: Statistische Kennwerte von Calcium, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Auf den karbonatbeeinflussten Böden sind nur beim 10er Perzentil die Gehalte im Auflagehumus höher als im Mineralboden. Beim Median und 90er Perzentil steigen die Gehalte kontinuierlich vom Auflagehumus bis zur untersten Mineralbodentiefenstufe. Auf den karbonatfreien Böden weist immer der Auflagehumus die höchsten Gehalte auf. Die (sehr) niedrigen Gehalte des Mineralbodens ändern sich mit zunehmender Tiefe kaum. Trotz der Anreicherung von Calcium im Auflagehumus karbonatfreier und einer entsprechenden Abreicherung auf karbonatbeeinflussten Böden, sind die Absolutgehalte des Auflagehumus über karbonatbeeinflussten Böden im Mittel um beinahe den Faktor 4 höher (die vergleichbaren Gehalte der Mineralböden differieren im Mittel um das 20-100fache).

Mit solchem Mangel und Überschuß (an Calcium bzw. an Karbonat) müssen die Pflanzen zurechtkommen. Dieses Faktum beeinflusst noch eine Reihe anderer Parameter (beispielsweise

den Wärme- und Wasserhaushalt) und hat zur Ausbildung speziell angepaßter Pflanzen geführt: Calciphile bzw. calcifuge Pflanzen (KINZEL, 1982). Diese Besonderheit stellt ein wesentliches ökologisches Differenzierungsmerkmal dar. Die daraus resultierenden Vegetationstypen werden im Teil VII dieses Bandes (KARRER, 1992) besprochen.

Tabelle IV.10: Statistische Kennwerte von Calcium (CaO in Prozent), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	0,23	1,17	2,40	4,80	16,60	2,83	1,83	158
0-10 cm	0,09	0,59	3,65	16,50	39,20	6,84	7,12	172
10-20 cm	0,04	0,55	5,88	22,10	44,80	9,25	9,21	158
20-30 cm	0,05	0,87	7,91	24,63	49,80	10,64	9,68	150
30-50 cm	0,06	1,16	11,38	26,80	48,20	12,89	10,42	141
karbonatfrei								
Auflage	0,02	0,31	0,63	1,70	3,00	0,82	0,57	305
0-10 cm	0,01	0,03	0,10	0,40	2,17	0,18	0,24	331
10-20 cm	0,01	0,03	0,09	0,36	2,00	0,16	0,21	330
20-30 cm	0,01	0,03	0,09	0,40	3,78	0,17	0,28	328
30-50 cm	0,01	0,03	0,10	0,41	2,26	0,18	0,23	326

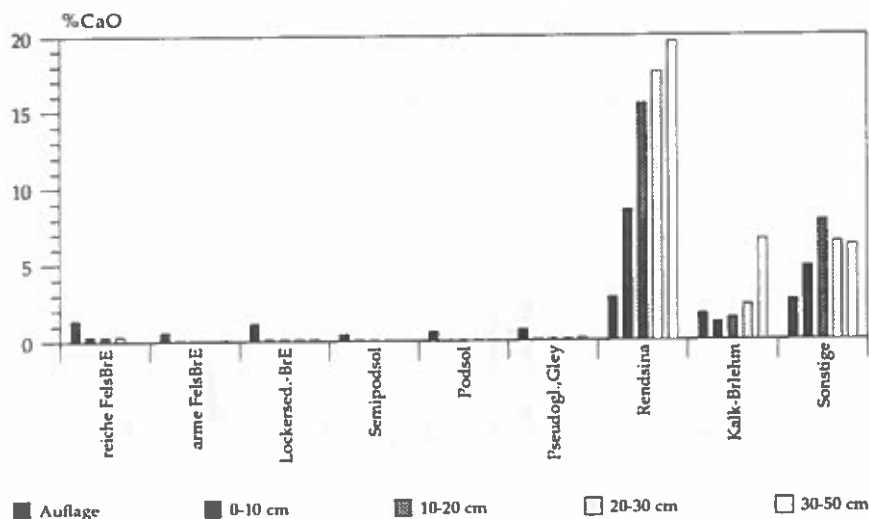


Abbildung IV.11: Calciumgehalte (Mediane in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Diese bei Calcium und Magnesium (Abschnitt 3.4) aber auch beim pH-Wert (Teil V dieses Bandes - KILIAN, 1992) besonders auffälligen Unterschiede zählten zu den Hauptmotiven, von einer alle Probeflächen übergreifenden Verrechnung der Daten der österreichischen Wald-

boden-Zustandsinventur Abstand zu nehmen. Als erster und grundlegender Stratifizierungsschritt wurde daher die Aufteilung in karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Böden vorgenommen (vgl. auch Teil I dieses Bandes - ENGLISCH et al., 1992).

Tabelle IV.11: Calciumgehalte (CaO in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	1,38	1,73	0,34	1,70	0,33	1,94	0,33	2,41	0,40	2,87
arme FelsBrE	0,58	0,76	0,09	0,13	0,07	0,11	0,08	0,11	0,08	0,12
Lockersed.-BrE	1,16	1,79	0,14	1,14	0,13	1,38	0,15	1,70	0,16	2,16
Semipodsol	0,46	0,56	0,07	0,09	0,06	0,08	0,06	0,08	0,06	0,10
Podsol	0,63	0,69	0,05	0,10	0,04	0,10	0,04	0,10	0,05	0,11
Pseudogley/Gley	0,74	0,85	0,11	0,40	0,10	0,45	0,12	0,54	0,19	0,66
Rendsina	2,85	3,08	8,50	10,02	15,40	14,64	17,53	16,54	19,56	19,02
Kalk-Braunlehm	1,75	1,84	1,17	1,80	1,42	3,44	2,68	5,52	5,37	8,36

Die Abbildung IV.11 stellt - da eine einheitliche Skala verwendet wurde - besonders illustrativ die karbonatbeeinflussten und die karbonatfreien Böden einander gegenüber. Die höchsten Calciumgehalte weisen die Rendsinen auf. Die steigenden Gehalte mit zunehmender Bodentiefe sind ebenfalls deutlich. Die aus oberflächlicher Entkalkung und anschließender Versauerung aus den Rendsinen hervorgegangenen Kalk-Braunlehme deuten nur in der untersten Tiefenstufe ihre Herkunft an. Die Gruppe der „sonstigen“ Böden ist offenbar stark karbonatbeeinflusst. Der verwendete Maßstab läßt eine Differenzierung innerhalb der karbonatfreien Bodentypengruppen kaum zu. Die reichen Fels-Braunerden verfügen über das meiste Calcium, gefolgt von den Lockersediment-Braunerden. Die mit Abstand geringsten Gehalte haben die Podsole. In Tabelle IV.11 werden die Unterschiede auch innerhalb der sauren Böden deutlich.

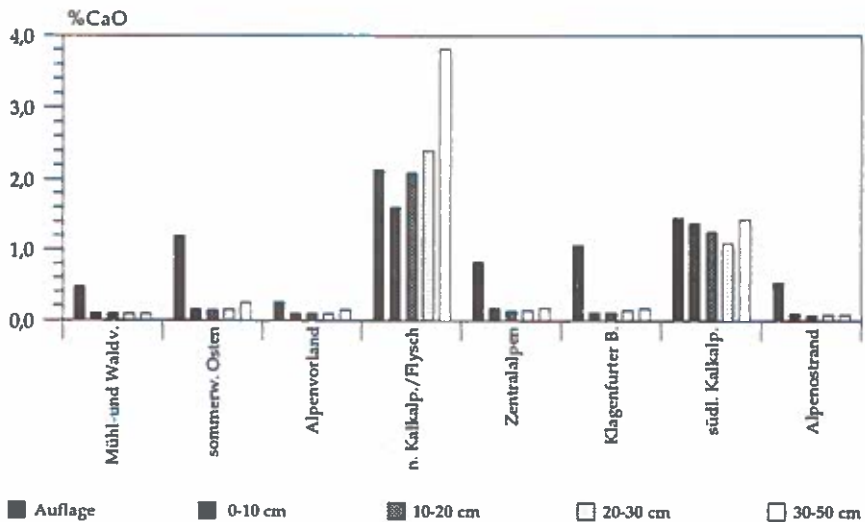


Abbildung IV.12: Calciumgehalte (Median in Prozent), getrennt nach Wuchsräumen

Beim Vergleich der Abbildung IV.11 mit Abbildung IV.12 muß die um den Faktor 5 differierende Skala berücksichtigt werden. Abbildung IV.12 zeigt, daß die einzelnen Großlandschaften von einer (wenigen) Bodentypengruppe(n) dominiert werden, daß aber auch andere Bodentypengruppen vorkommen. Die Differenzen zwischen den Wuchsräumen sind deutlich kleiner als zwischen den Bodentypengruppen. Auffallend sind die recht unterschiedlichen Calciumgehalte im Auflagehumus der verschiedenen Wuchsgebiete.

Bei den auf das Reinelement bezogenen mittleren Nährstoffvorräten an Calcium (I-80 Bereich) sind die Unterschiede zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden besonders groß. Die Vorräte der Humusauflagen karbonatbeeinflusster Böden umfassen einen Bereich zwischen etwa 80 bis 340 kg/ha, bei Humusauflagen über karbonatfreien Böden sind es 20 bis 120 kg/ha. Auch diese Resultate sind mit denen von BLOCK et al. (1991) vergleichbar. Die Unterschiede zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Mineralböden sind extrem: Die mittleren Vorräte karbonatbeeinflusster Mineralböden (0-50 cm) liegen zwischen rund 30 000 und 800 000 kg/ha, die Vorräte karbonatfreier Mineralböden umfassen nur einen Bereich zwischen 1 000 und 14 000 kg/ha.

3.3.1 Der Calcium-Sättigungsgrad des Auflagehumus

ULRICH et al. (1984) führen als Kriterium zur Abschätzung der Elastizität des Auflagehumus das molare Ionenäquivalentverhältnis von $Ca/(Ca+Al+Fe)$ im O_h -Horizont an. Es ist als „Calcium-Sättigungsgrad“ ein Maß für die Basensättigung des Auflagehumus und gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit beim Abbau einer organischen Gruppe im Laufe der Zersetzung die ökophysiologisch benötigten Calcium-Ionen oder die an der Säuretoxizität beteiligten Aluminium- und Eisen-Ionen erscheinen. Aus sporadischen Erhebungen wurde von ULRICH et al. (1984) folgende Klassifizierung in bezug auf Gefährdung von (Mykorrhiza-)Pilzen und Feinwurzeln durch Säuretoxizität vorgenommen:

- >0,10 geringe Gefährdung
- 0,05 - 0,10 mittlere Gefährdung
- <0,05 starke Gefährdung

Die bisherigen Auswertungen aus der vorliegenden Waldboden-Zustandsinventur (MUTSCH, 1991a; KILIAN 1992) lassen diese Grenzen niedrig erscheinen. In diesem Zusammenhang muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß bei der vorliegenden Untersuchung immer der gesamte Auflagehumus und nicht nur der O_h -Horizont analysiert wurde. Es wird folgende modifizierte Bewertung vorgeschlagen:

- >0,15 geringe bzw. keine Gefährdung
- 0,08 - 0,15 mittlere Gefährdung
- <0,08 starke Gefährdung

Tabelle IV.12: Verhältnis von $Ca/(Ca+Al+Fe)$ in der Humusauflage karbonatbeeinflusster und karbonatfreier Böden

	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
	0,05	0,22	0,44	0,75	0,85	0,46	0,19	158
karbonatfrei								
	0,02	0,07	0,19	0,45	0,79	0,23	0,15	305

Von einzelnen Ausnahmen abgesehen ist im Auflagehumus über karbonatbeeinflussten Böden - wie nicht anders zu erwarten - keine Säuretoxizität zu erwarten. Der Auflagehumus über kar-

bonatfreien Böden würde nach der vorgeschlagenen Bewertung zu etwa 1/3 als mittel und zu etwas mehr als 1/10 als stark gefährdet anzusehen sein (Tabelle IV.12).

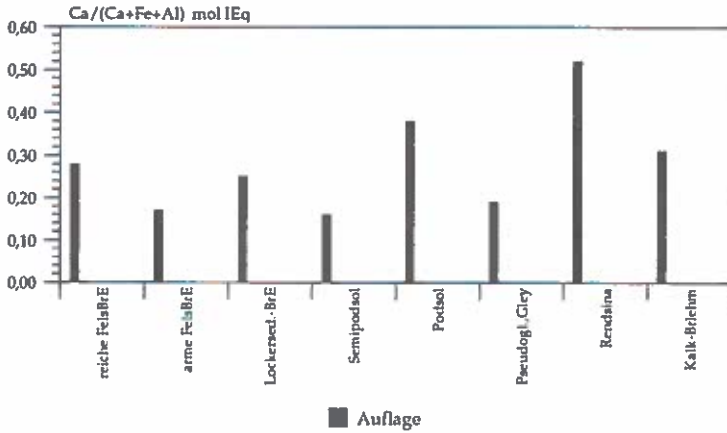


Abbildung IV.13: Verhältnis von $Ca/(Ca+Fe+Al)$ in der Humusaufgabe (Median), getrennt nach Bodentypengruppen

Eine Interpretation nach Bodentypengruppen (Abbildung IV.13) zeigt ein überraschendes Ergebnis: Die Podsole besitzen mit einem Median von 0,38 das nach den Rendsinen weiteste $Ca/(Ca+Fe+Al)$ -Verhältnis. Eine Erklärung dafür kann nicht gegeben werden. Einen niedrigen Calcium-Sättigungsgrad haben nicht unerwartet die armen Fels-Braunerden und die Semipodsole. Keine einzige Bodengruppe unterschreitet den Wert für mittlere Gefährdung von 0,15.

3.4 Magnesium

Magnesium stellt einen wichtigen Baustein für die pflanzliche Zelle dar. Es liegt im Zentrum des Chlorophyllmoleküls (grüner Blattfarbstoff) und ist damit wesentlich für die Photosynthese. Weiters spielt Magnesium eine gewisse Rolle als Aktivator von Enzymen des Energiestoffwechsels. Seine Verteilung im Boden kann mit der von Kalium verglichen werden.

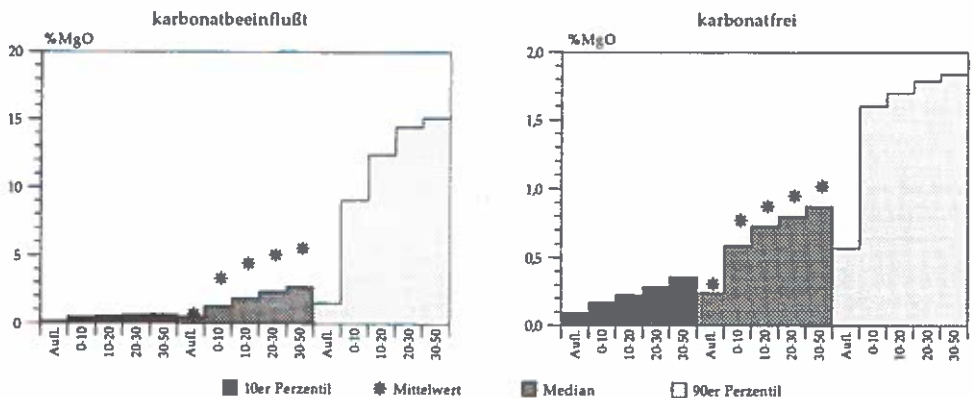


Abbildung IV.14: Statistische Kennwerte von Magnesium, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle IV.13: Statistische Kennwerte von Magnesium (MgO in Prozent), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	0,05	0,17	0,48	1,49	4,79	0,67	0,63	158
0-10 cm	0,14	0,47	1,29	9,07	36,80	3,35	4,69	172
10-20 cm	0,15	0,53	1,89	12,39	23,79	4,47	5,22	158
20-30 cm	0,26	0,63	2,36	14,49	23,39	5,11	5,76	150
30-50 cm	0,27	0,67	2,75	15,10	22,19	5,61	6,10	141
karbonatfrei								
Auflage	0,05	0,09	0,24	0,57	1,59	0,31	0,24	305
0-10 cm	0,02	0,17	0,59	1,60	4,59	0,77	0,62	331
10-20 cm	0,03	0,23	0,73	1,70	4,79	0,87	0,67	330
20-30 cm	0,01	0,29	0,80	1,79	5,69	0,95	0,71	328
30-50 cm	0,02	0,36	0,87	1,84	4,69	1,02	0,69	326

Für beide Gruppen und für alle angeführten Perzentilbereiche ist charakteristisch, daß die Humusauflagen die niedrigsten Gehalte haben; mit zunehmender Tiefe steigen die Gehalte kontinuierlich an. Zum Unterschied von Calcium sind die Differenzen zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden aber nicht so extrem: Die 90er Perzentile der karbonatfreien Böden und die Mediane der karbonathaltigen Böden sind für alle Tiefenstufen recht ähnlich. Ein großer Sprung liegt zwischen den Medianen und den 90er Perzentilen der karbonathaltigen Böden.

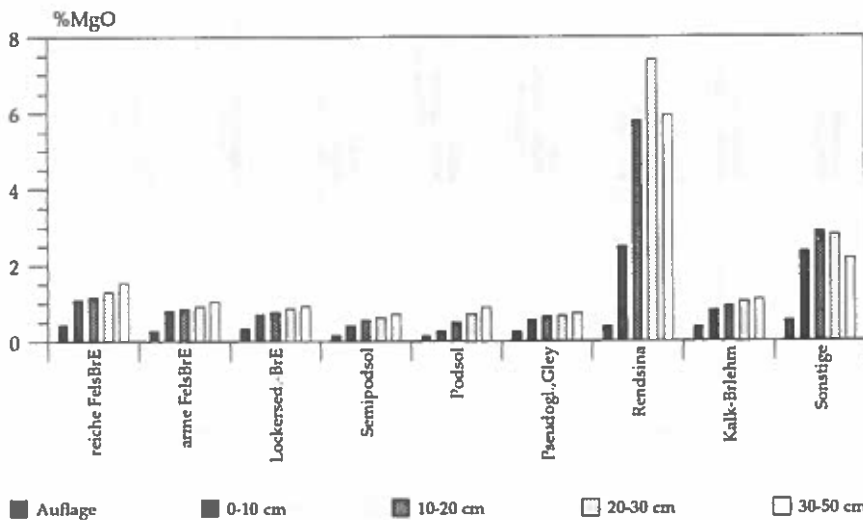


Abbildung IV.15: Magnesiumgehalte (Mediane in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle IV.14: Magnesiumgehalte (MgO in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-BrE	0,44	0,67	1,09	1,80	1,18	2,08	1,30	2,27	1,53	2,46
arme Fels-BrE	0,28	0,34	0,80	0,88	0,86	0,98	0,92	1,06	1,05	1,11
Lockersed.-BrE	0,34	0,44	0,71	0,78	0,78	0,93	0,87	1,05	0,93	1,40
Semipodsol	0,16	0,21	0,42	0,48	0,56	0,62	0,63	0,68	0,72	0,78
Podsol	0,14	0,15	0,27	0,43	0,51	0,64	0,72	0,83	0,90	0,96
Pseudogley/Gley	0,26	0,32	0,57	0,77	0,66	0,83	0,67	0,92	0,76	0,98
Rendsina	0,41	0,65	2,51	4,99	5,79	7,02	7,39	7,90	5,93	8,23
Kalk-Braunlehm	0,38	0,47	0,82	1,18	0,93	2,01	1,05	2,94	1,10	3,70

Bei der Gegenüberstellung der Bodentypengruppen weisen bei Calcium die (Dolomit-)Rendsinen die höchsten Gehalte auf (Abbildung IV.15 und Tabelle IV.14). Es folgt die Gruppe der „sonstigen“ Böden. Die reichen Fels-Braunerden verfügen über höhere Gehalte als die Kalk-Braunlehme. Die niedrigsten Gehalte im Oberboden findet man bei den Podsohlen, im Unterboden bei den Semipodsolen und Pseudogleyen/Gleyen. Nicht so große Unterschiede wie bei Calcium zeigen die verhältnismäßig nahe beisammenliegenden Magnesiumgehalte der Humusauflagen.

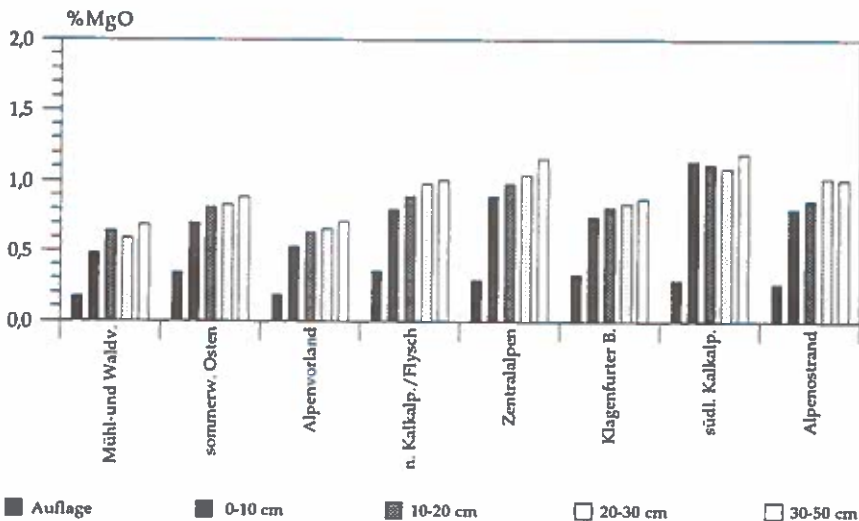


Abbildung IV.16: Magnesiumgehalte (Median in Prozent), getrennt nach Wuchsräumen

Die Magnesiumgehalte der Großlandschaften unterscheiden sich nur wenig voneinander. Die im Schnitt höchsten Gehalte findet man in den südlichen Kalkalpen, die niedrigsten Gehalte treten im Mühl- und Waldviertel bzw. im Alpenvorland auf (Skalenunterschied zwischen Abbildungen IV.15 und IV.16 beachten).

Magnesium ist jenes Element, welches im Zusammenhang mit der Nährelementversorgung bei den „neuartigen“ Waldschäden am häufigsten genannt wird (z.B.: BUCHNER, 1985; HEINSDORF et al., 1988; ROBERTS et al., 1989; FÖRSTER, 1990; HÜTTL, 1991). Gemeinsam mit den Blatt-/Nadelgehalten interessieren vor allem die gelösten bzw. austauschbaren Anteile des Magnesiums im Boden (Teil V dieses Bandes - KILIAN, 1992). GERZABEK (1988) fand einen austauschbaren Anteil an Gesamtmagnesium zwischen 0,43 und 8,60 %. Dennoch kann man von den hier angeführten Gesamtgehalten mit Einschränkung auf die aktuelle Versorgung schließen (vgl. Abschnitt 4). Jedenfalls kann gesagt werden, daß zumindest bei Böden mit Gesamtgehalten unter dem 10er Perzentil karbonatfreier Böden (knapp 7 % aller untersuchten Probestellen) Magnesiummangel möglich ist. Gerade diese ärmsten Böden und deren Bewuchs werden aber durch zusätzliche Säureinträge am stärksten beeinträchtigt (MUTSCH, 1986).

Bei der Diskussion der auf das Reinelement bezogenen mittleren (I-80 Bereich) Vorräte an Magnesium ist wie bei Calcium zwischen karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden zu unterscheiden. Die Vorräte der Humusaufgaben auf karbonatbeeinflussten Böden umfassen zwischen 10 und 900 kg/ha, auf karbonatfreien Böden zwischen 5 und 350 kg/ha. Diese Mengen liegen ebenfalls in Größenordnungen wie sie von BLOCK et al. (1991) angeführt sind. Die mittleren Magnesiumvorräte karbonatbeeinflusster Mineralböden (0-50 cm) liegen zwischen rund 20 000 bis 400 000 kg/ha, jene karbonatfreier Mineralböden zwischen 8 000 und 50 000 kg/ha.

3.5 Eisen

Für Pflanzen, Tiere und Menschen ist Eisen ein unentbehrliches Element, welches jedoch in relativ geringen Mengen benötigt wird. Den Pflanzen dient Eisen vor allem zur Synthese des Chlorophylls und für den photosynthetischen Elektronentransport. Eisenmangel kann trotz hoher Gehalte an Eisenoxiden auf karbonathaltigen Böden auftreten. Der Eisengesamtgehalt im Boden gibt kaum Auskunft über den verfügbaren Eisenanteil.

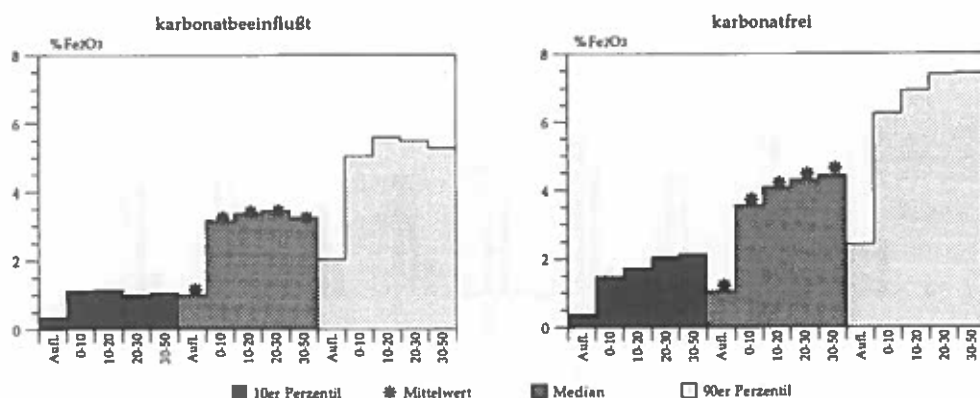


Abbildung IV.17: Statistische Kennwerte von Eisen, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Die bei diesen Untersuchungen gefundenen Gehalte umfassen mit den 10er und 90er Perzentilen ziemlich genau die Spanne, die in Tabelle IV.2 (mittlere Gesamtgehalten) angeführt ist.

Die Humusauflagen verfügen über die deutlich niedrigsten Gehalte, wobei sich karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Humusauflage kaum unterscheiden. Der Mineralboden der karbonatbeeinflussten Böden läßt keinen Tiefengradienten erkennen. Die karbonatfreien Mineralböden weisen etwas höhere und mit der Bodentiefe zunehmende Eisengehalte auf (Abbildung IV.17 und Tabelle IV.15). Median und Mittelwert liegen im Gegensatz zu den meisten anderen Elementen sehr eng beisammen.

Tabelle IV.15: Statistische Kennwerte von Eisen (Fe_2O_3 in Prozent), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
Auflage	0,16	0,36	0,99	2,02	4,98	1,15	0,79	158
0-10 cm	0,27	1,13	3,17	5,04	19,70	3,24	1,94	172
10-20 cm	0,23	1,15	3,36	5,58	13,65	3,42	1,80	158
20-30 cm	0,16	1,00	3,44	5,47	15,00	3,44	1,87	150
30-50 cm	0,24	1,06	3,25	5,27	10,10	3,25	1,69	141
karbonatfrei								
Auflage	0,12	0,39	1,04	2,40	4,72	1,21	0,79	305
0-10 cm	0,32	1,48	3,54	6,25	10,58	3,71	1,86	331
10-20 cm	0,20	1,71	4,07	6,92	10,63	4,19	1,96	330
20-30 cm	0,21	2,04	4,28	7,40	11,06	4,46	2,07	328
30-50 cm	0,22	2,13	4,43	7,41	14,23	4,63	2,15	326

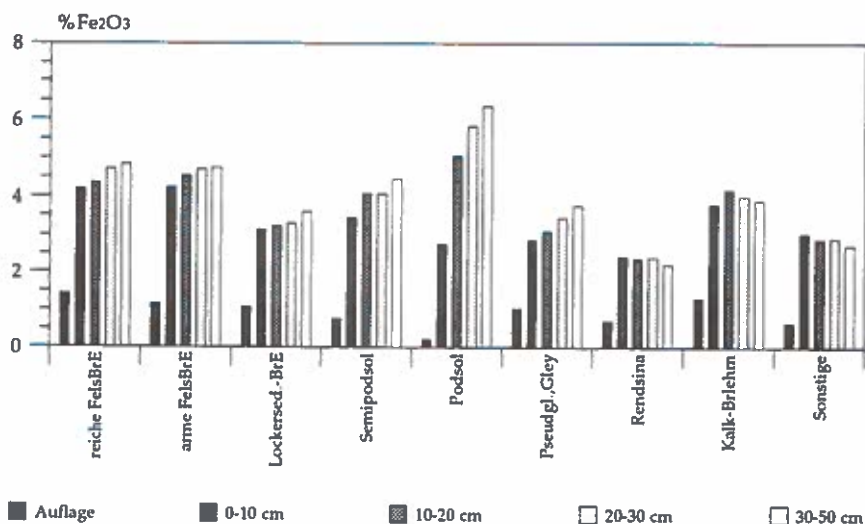


Abbildung IV.18: Eisengehalte (Mediane in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle IV.16: Eisengehalte (Fe_2O_3 in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-BrE	1,42	1,67	4,18	4,78	4,35	4,87	4,72	5,10	4,84	5,28
arme Fels-BrE	1,14	1,38	4,24	4,16	4,54	4,49	4,71	4,69	4,78	4,78
Lockersed.-BrE	1,07	1,31	3,13	3,31	3,22	3,56	3,30	3,71	3,61	3,83
Semipodsol	0,77	0,96	3,44	3,32	4,09	4,08	4,07	4,45	4,45	4,59
Podsol	0,21	0,45	2,77	2,98	5,07	4,76	5,83	5,48	6,35	5,63
Pseudogley/Gley	1,04	1,23	2,89	3,12	3,14	3,49	3,53	3,72	3,76	3,82
Rendsina	0,71	0,90	2,41	2,54	2,35	2,50	2,40	2,48	2,21	2,32
Kalk-Braunlehm	1,31	1,29	3,79	3,88	4,18	4,25	4,00	4,14	3,90	3,97

Differenziert man die Eisengehalte nach Bodentypengruppen (Abbildung IV.18 und Tabelle IV.16), so fällt wiederum die Trennung in karbonatbeeinflusste (kein Tiefengradient im Mineralboden) und karbonatfreie (zumindest ein schwacher Tiefengradient) Böden auf. Den bei weitem steilsten Tiefengradienten zeigt - wie nicht anders zu erwarten - der Podsol mit deutlicher Eisenverlagerung in den Unterboden. Nahezu idente Eisengehalte haben die reichen und die armen Fels-Braunerden, etwas weniger die Lockersediment-Braunerden. Über die niedrigsten Eisengehalte verfügen die Rendsinen entsprechend den niedrigen Grundgehalten im Ausgangsgestein (Tabelle IV.1). Niedrig sind auch die Eisengehalte der Humusauflagen der Rendsinen, mit Abstand am niedrigsten aber jene der Podsole.

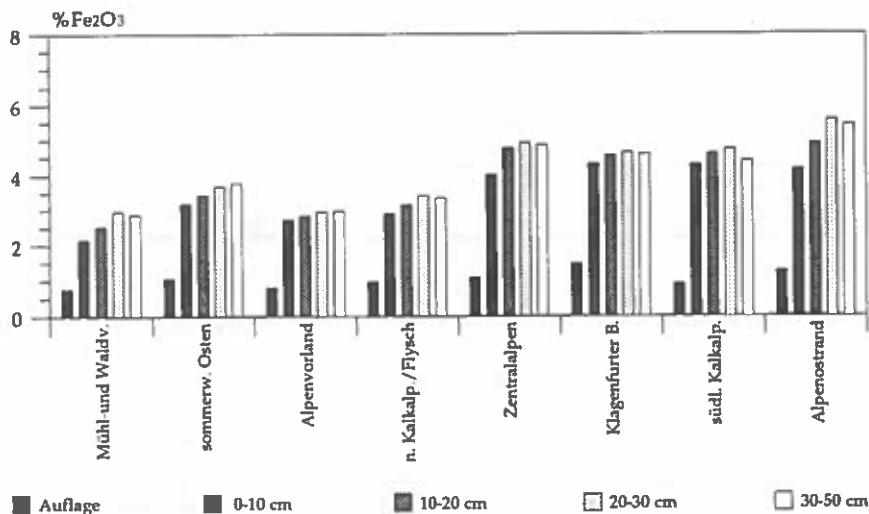


Abbildung IV.19: Eisengehalte (Mediane in Prozent), getrennt nach Wuchsräumen

Recht unterschiedlich ist die Verteilung der Eisengehalte über Wuchsräume (Abbildung IV.19): niedrige Gehalte in den ersten vier, höhere Gehalte in den letzten vier dargestellten Großlandschaften. Die niedrigen Gehalte des Mühl- und Waldviertels (Grundgestein Granit) und der nördlichen Kalkalpen sind durch das in diesen Wuchsräumen vorherrschende Ausgangssubstrat erklärbar.

Die Eisengehalte der Mineralböden und Humusauflagen sämtlicher Probestflächen geben selbst auf karbonatbeeinflussten Böden keine Hinweise auf Eisenmangel. Sichere Aussagen können allerdings nur Pflanzenanalysen liefern. Naturbedingte Eisentoxizität ist für österreichische Waldböden auszuschließen.

Eine Kenntnis der Eisenvorräte pro Flächeneinheit bringt keine ökologischen Einblicke und bliebe ohne Konsequenzen für die Waldernährung. Deshalb wird eine solche Berechnung unterlassen.

3.6 Schwefel

Schwefel ist ein für den lebenden Organismus essentielles Element. Er ist ein Hauptbestandteil einiger Aminosäuren und somit der Proteine sowie von pflanzlichen Ölen. Schwefelmangel tritt recht selten auf (MENDEL, 1984) und konnte auch von BLOCK et al. (1991) bei einer Untersuchung über Waldschäden in Rheinland-Pfalz nicht nachgewiesen werden. Bei der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur wird daher der Bedeutung des Schwefels als Schadelement (Schadgas) bzw. als eventueller Immissionsindikator Vorrang vor seiner Funktion als Nährelement eingeräumt.

Da einerseits Humusaufgaben von Waldböden Schadstoffeinträge besonders gut zeichnen (FILIPINSKI und GRUPE, 1990; RUPPERT, 1990), andererseits die natürlichen Gesamtgehalte von Schwefel im Mineralboden vergleichsweise hoch liegen (Tabelle IV.2) und somit bei Gesamtgehaltsbestimmungen immissionsbedingte Erhöhungen nur schwer faßbar sind, wurde der Gesamtschwefel nur im Auflagehumus bestimmt. Gleichzeitig sollte erstmals die Bandbreite der Schwefelgehalte im Auflagehumus österreichischer Wälder dokumentiert werden.

Tabelle IV.17: Statistische Kennwerte von Schwefel im Auflagehumus (in Prozent), getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst	0,03	0,09	0,14	0,21	0,31	0,15	0,05	158
karbonatfrei	0,06	0,10	0,15	0,21	0,32	0,16	0,04	305

Wie aus Tabelle IV.17 ersichtlich, bestehen in bezug auf die Schwefelgehalte von Humusaufgaben kaum Unterschiede zwischen den karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden. Die Werte liegen etwas über den Pflanzengehalten des österreichischen Bioindikatornetzes (STEFAN, 1992b).

Für die als Immissionsindikatoren geltenden Schwermetalle Blei und Cadmium konnte im Teil V der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (MUTSCH, 1992) eine deutliche expositionsabhängige (seehöhenkorrelierte) Zunahme der Gehalte festgestellt werden.

Für den Auflagehumus kann diese Zunahme der Schwefelgehalte mit der Seehöhe nicht nachgewiesen werden: Ohne jeden Anspruch auf Signifikanz liegen karbonatfreie Probestflächen mit hohen Schwefelgehalten im Mittel etwas tiefer als solche mit mittleren oder niedrigen Schwefelgehalten (Abbildung IV.20). Von STEFAN (1992b) wurden im Rahmen des Bioindikatornetzes mit zunehmender Seehöhe ebenfalls geringere Schwefelwerte in Pflanzenproben (vor allem in Fichtennadeln) gefunden. Im Auflagehumus karbonatbeeinflusster Böden ist hingegen nicht einmal die Tendenz eines Seehöheneinflusses erkennbar.

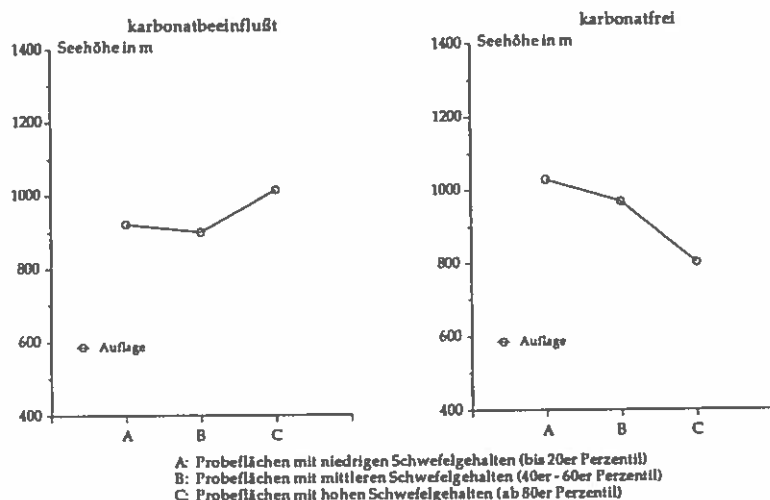


Abbildung IV.20: Mittlere Seehöhe von Probestellen mit unterschiedlichen Schwefelgehalten differenziert nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

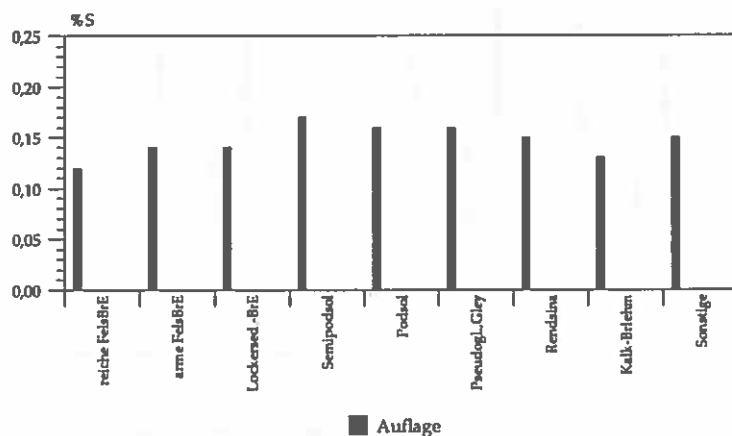


Abbildung IV.21: Schwefelgehalt (Mediane in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Die Stratifizierung der Schwefelgehalte nach Bodentypengruppen liefert keine klaren Interpretationsmöglichkeiten (Abbildung IV.21 und Tabelle IV.18). Die niedrigsten mittleren Gehalte findet man bei den reichen Fels-Braunerden und den Kalk-Braunlehm; die höchsten mittleren Gehalte weisen die Semipodsole bzw. Pseudogleye/Gleye auf, wobei die Differenzen gering sind.

Deutlicher differenziert hinsichtlich ihrer Schwefelgehalte als die Bodentypengruppen sind die Wuchsräume: Das Alpenvorland sowie das Mühl- und Waldviertel haben auffallend höhere Gehalte als die übrigen Wuchsräume. Ob dieser Unterschied auf verstärkten Immissions-

einfluß (z.B. aus Böhmen) in diesen Wuchsräumen zurückzuführen ist, kann hier nicht geklärt werden.

Tabelle IV.18: Schwefelgehalt (in Prozent), getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage	
	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	0,12	0,13
arme FelsBrE	0,14	0,15
Lockersed.-BrE	0,14	0,15
Semipodsol	0,17	0,17
Podsol	0,16	0,16
Pseudogley/Gley	0,16	0,17
Rendsina	0,16	0,16
Kalk-Braunlehm	0,13	0,13

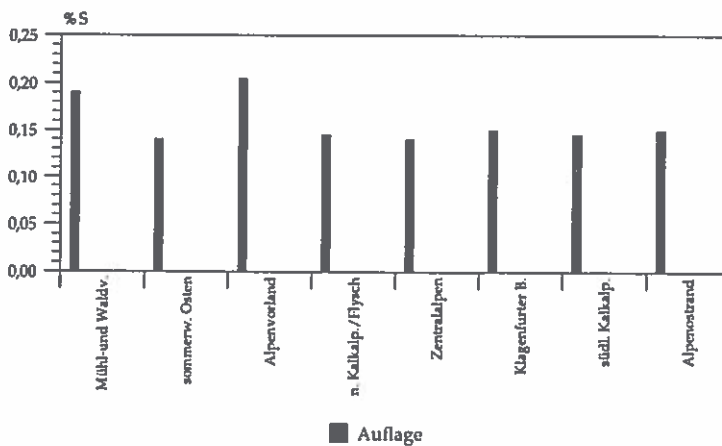


Abbildung IV.22: Schwefelgehalt (Mediane in Prozent), getrennt nach Wuchsräumen

Nadelanalytische Ergebnisse (STEFAN, 1992b) zeigen in genau diesen Wuchsräumen ebenfalls erhöhte Werte. In derselben Arbeit festgestellte erhöhte Schwefelgehalte in Nadeln aus dem Klagenfurter Becken und seiner Umgebung konnten in der vorliegenden Untersuchung bodenchemisch jedoch nicht nachvollzogen werden.

3.6.1 C/S-Verhältnis

Wie der Stickstoff so macht auch der Schwefel bei den Zellproteinen einen konstanten Anteil aus. Auf 36 Atome Stickstoff kommt 1 Atom Schwefel. Übersteigt die Aufnahme der Sulfate den Schwefelbedarf, so kommt es zu einer Schwefelanreicherung in der Pflanze und das C/S-Verhältnis wird enger. Über den Bestandesabfall und den zusätzlich direkt auf den Waldboden immittierten Schwefel sollte daher auch das C/S-Verhältnis im Auflagehumus in Gebieten mit Schwefelimmisionen enger sein.

Tabelle IV.19: Statistische Kennwerte des C/S-Verhältnisses im Auflagehumus, getrennt nach karbonatfrei und karbonatbeeinflussten Böden

	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst	110	169	243	371	514	255	81	158
karbonatfrei	97	157	208	291	409	217	56	305

Während die Schwefelgehalte von Humusauflagen karbonatbeeinflusster und karbonatfreier Böden annähernd gleich sind, sind die C/S-Verhältnisse über karbonatfreien Böden enger als über karbonatbeeinflussten (Tabelle IV.19).

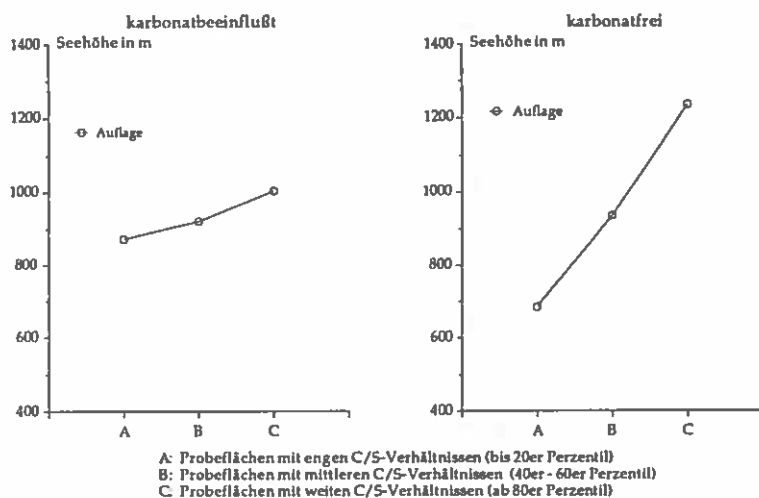


Abbildung IV.23: Mittlere Seehöhe von Probestellen mit unterschiedlichen C/S-Verhältnissen differenziert nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Auf karbonatbeeinflussten Böden besteht - ähnlich wie für die Schwefelgehalte selbst - kein signifikanter Zusammenhang zwischen Seehöhe und C/S-Verhältnis. Karbonatfreie Probestellen zeigen hingegen einen signifikanten Zusammenhang: enge C/S-Verhältnisse (hohe Schwefelanteile) auf tiefer gelegenen Probestellen, weite C/S-Verhältnisse (niedrige Schwefelanteile) auf hoch gelegenen Probestellen. Über das C/S-Verhältnis sind die Schwefelanreicherungen offensichtlich besser faßbar als über die Schwefelgesamtmengen. Die von STEFAN (1992b) beschriebene Höhenstufenabhängigkeit kann über das C/S-Verhältnis daher besser nachvollzogen werden. Weshalb auf karbonatbeeinflussten Probestellen (mit im Mittel weiteren C/S-Verhältnissen bei gleichen Schwefel-Gesamtgehalten) diese Höhenabhängigkeit nicht nachweisbar ist, ist unklar.

Wie schon die Stratifizierung der Schwefelgehalte über Bodentypengruppen liefert auch das entsprechende C/S-Verhältnis keine klaren Differenzierungen. Es scheint, daß das C/S-Verhältnis von einer Zuordnung zu bestimmten Bodentypen weitgehend unabhängig ist.

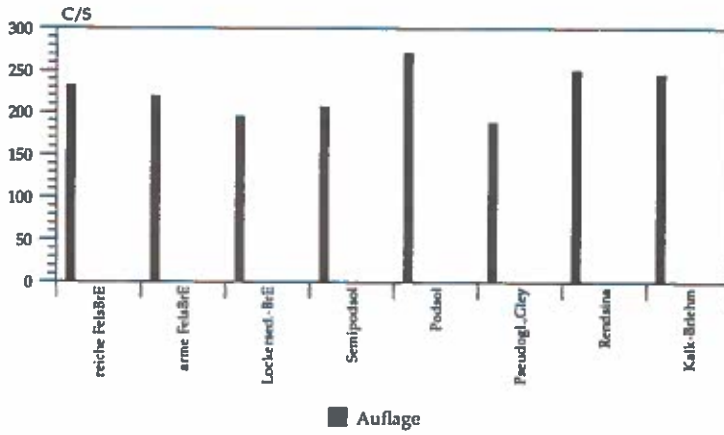


Abbildung IV.24: C/S-Verhältnis in der Humusauflage, getrennt nach Bodentypengruppen

Tabelle IV.20: C/S-Verhältnis in der Humusauflage, getrennt nach Bodentypengruppen

Bodentypengruppen	Auflage	
	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	231	243
arme FelsBrE	218	222
Lockersed.-BrE	195	210
Semipodsol	206	213
Podsol	271	262
Pseudogley/Gley	187	204
Rendsina	250	250
Kalk-Braunlehm	246	270

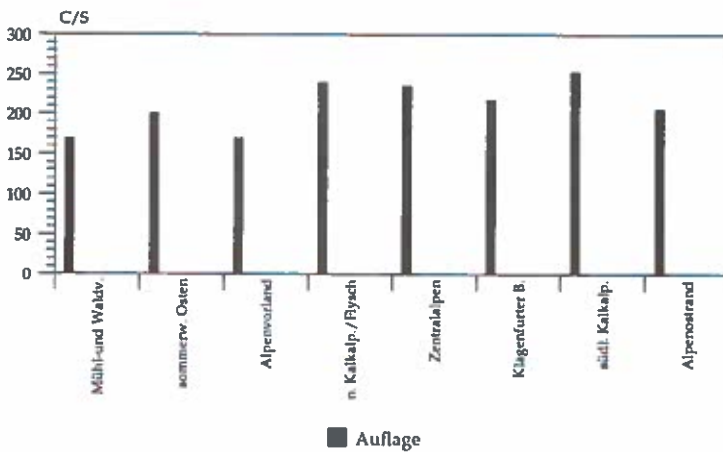


Abbildung IV.25: C/S-Verhältnis in der Humusauflage, getrennt nach Wuchsräumen

Ein enges C/S-Verhältnis weisen die Wuchsräume Mühl- und Waldviertel sowie das Alpenvorland auf (Abbildung IV.25). Dieses Ergebnis deckt sich mit den Untersuchungen über den Gesamtschwefel: Beide Wuchsräume haben die höchsten Schwefelgesamtgehalte und das engste C/S-Verhältnis.

Will man Schwefelmissionen durch sporadische Bodenprobenahme erfassen, so wäre zunächst die Mobilität von Schwefel und seine Verweildauer im Boden zu klären. Besser als Gesamtgehalte zeichnet wohl das C/S-Verhältnis mögliche Schwefeleinträge. Detaillierte Untersuchungen müßten klären, ob tatsächlich C/S-Verhältnisse < 200 Schwefelmissionen wahrscheinlich erscheinen lassen. Dabei können weitere C/S-Verhältnisse Schwefeleinträge sicher nicht ausschließen.

4 Zusammenfassende Betrachtung und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit werden die Vorräte der gesteinsbürtigen Hauptnährstoffe diskutiert. Sie stellen den Pool dar, aus dem die Nachlieferungen für den pflanzenaufnehmbaren Anteil erfolgt. Es besteht daher ein großes Interesse an der Beantwortung der Frage, ob und welche Zusammenhänge zwischen den verwitterbaren Vorräten und den mobilen Fraktionen (im konkreten Fall den austauschbaren Anteilen) bestehen. Der Klärung dieser Zusammenhänge wird in einer eigenen, in Vorbereitung befindlichen Publikation für sämtliche Analysenparameter nachgegangen. Für die in diesem Beitrag behandelten Hauptnährstoffe auf der einen und deren austauschbaren Anteilen (vgl. KILIAN, 1992) auf der anderen Seite werden bereits hier erste Anhaltspunkte geliefert:

Als Grundlage für die Berechnung dieser Zusammenhänge dienen die für jeden Parameter auf das gesamte Mineralbodenprofil bezogenen Rangklassen (MUTSCH, 1991b). Daraus wurden die Rangklassenkorrelationen errechnet (Signifikanzgrenzen: 95 % = signifikant, 99 % = hochsignifikant, 99,9 % = höchstsignifikant). Folgende Zusammenhänge wurden erhalten:

a) karbonatbeeinflusste Böden

Kalium: höchste Signifikanz zwischen Gesamtkalium und austauschbarem Kalium; Signifikanz zwischen Gesamtkalium und dem Prozentanteil des austauschbaren Kalium an der Austauschkapazität.

Calcium: keinerlei Signifikanz

Magnesium: hohe Signifikanz zwischen Gesamtmagnesium und austauschbarem Magnesium; höchste Signifikanz zwischen Gesamtmagnesium und dem Prozentanteil des austauschbaren Magnesium an der Austauschkapazität.

b) karbonatfreie Böden

Kalium: hohe Signifikanz zwischen Gesamtkalium und austauschbarem Kalium; hohe Signifikanz zwischen Gesamtkalium und dem Prozentanteil des austauschbaren Kalium an der Austauschkapazität.

Calcium: höchste Signifikanz zwischen Gesamtcalcium und austauschbarem Calcium; höchste Signifikanz zwischen Gesamtcalcium und dem Prozentanteil des austauschbaren Calcium an der Austauschkapazität.

Magnesium: keine Signifikanz zwischen Gesamtmagnesium und austauschbarem Magnesium; Signifikanz zwischen Gesamtmagnesium und dem Prozentanteil des austauschbaren Magnesium an der Austauschkapazität.

Eisen: keinerlei Signifikanz

Die erhaltenen Korrelationen sind aufschlußreich. Bei den karbonatbeeinflussten Böden ist Calcium im Hinblick auf Mangelversorgung ein absolut unkritisches Element; mögliche Zusammenhänge zwischen Gesamtcalcium und seinen austauschbaren Anteilen brächten keine zusätzliche Erkenntnisse. Hingegen können insbesondere Kalium aber auch Magnesium bei einem Überangebot an Calcium leicht in den Mangelbereich gelangen. Bei diesen beiden Nährelementen bestehen zwischen den Gesamtgehalten und ihren austauschbaren Anteilen klare Zusammenhänge. Schon die Bestimmung einer Fraktion des jeweiligen Elements kann daher grundsätzlich Klarheit über sein Ernährungspotential auf einem Standort liefern.

Für die karbonatfreien Standorte gilt ähnliches. Hier könnten Kalium, Calcium und Magnesium in zu geringen Mengen vorhanden sein. Für alle drei Elemente bestehen Zusammenhänge zwischen ihren Grundgehalten (Gesamtgehalten) und den jeweiligen austauschbaren Quantitäten. Für das auf sauren Böden am ehesten in den Mangelbereich gelangende Calcium sind sie am ausgeprägtesten, für das im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden am häufigsten genannte Magnesium am wenigsten deutlich. Dennoch kann die Bestimmung einer Fraktion dieser Elemente ebenfalls grundsätzlich Klarheit über das jeweilige Ernährungspotential liefern, wenngleich die Analyse beider Fraktionen eine differenziertere Betrachtungsweise ermöglicht. Eisen ist in bezug auf die Pflanzenernährung auf sauren Böden ein weitgehend unkritisches Element, dessen Gesamtgehalte keine für die Pflanzenernährung relevanten Aussagen liefern können. Seine austauschbaren Anteile erklären besser die Qualität der Acidität, als daß sie Bedeutung für die Pflanzenernährung hätten.

Dem direkten Zusammenhang zwischen Pflanzengehalten auf der einen Seite und den entsprechenden Bodenwerten auf der anderen wird im Rahmen des Waldschaden-Beobachtungssystems in einer in Vorbereitung befindlichen Publikation nachgegangen.

Das Heranziehen des Gesamtschwefels oder des entsprechenden C/S-Verhältnisses im Auflagehumus zum Nachweis von Immissionen im allgemeinen oder Schwefelimmissionen im besonderen, brachte kein eindeutiges Ergebnis. Nach Untersuchungen von MUTSCH (1992) in Teil VI dieses Bandes sind die Schwermetalle Blei und Cadmium als allgemeine Immissionsindikatoren geeigneter.

5 Literaturverzeichnis

- BLOCK J., BOPP, O., GATT, M., HEIDINGSFELD, N. & ZOTH, R., 1991: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 17/91.
- BLUM, W.E.H., SPIEGEL, H. & WENZEL, W.W., 1989: Bodenzustandsinventur - Konzeption, Durchführung und Bewertung. Arbeitsgruppe Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- BLUME, H.-P., 1990: Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Herausgeber: H.-P. Blume, ecomed Verlag, Landsberg/Lech.
- BUCHNER, A., 1985: Nadelverfärbungen die auf Nährstoffmangel beruhen. Forst- und Holzwirt 10: 279-285.
- ENGLISCH, 1992a: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil II: Boden- und Standortsbeschreibung. Mitt. Forstl. BVA 168: 23-44.

- ENGLISCH, M., 1992b: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil III: Atmosphärische Hauptnährstoffe. Mitt. Forstl. BVA 168: 45-58.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & MUTSCH, F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I: Methodische Grundlagen. Mitt. Forstl. BVA 168: 5-22.
- FILIPINSKI, M. & GRUPE, M., 1990: Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 153: 69-73.
- FÖRSTER, H., 1990: Über die Magnesiumverarmung der Böden in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153: 81-87.
- GERZABEK, M., 1988: Die Pflanzenverfügbarkeit von Magnesium - Teil I: Ein Vergleich verschiedener Mg-Extraktionsmethoden. Die Bodenkultur 39/2: 117-124.
- HEINSDORF, D., KRAUSS, H., HIPPELI, P. & BREHM, R., 1988: Erste Ergebnisse der Düngung mit magnesiumhaltigen Kalken in Fichtengebieten des Thüringer Waldes auf die Verbesserung der Nährstoffversorgung in Boden und Nadeln. Sozialistische Forstwirtschaft 38/6: 167-169.
- HÜTTL, R.F., 1991: Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen. Heft 28.
- KARRER, G., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. Mitt. Forstl. BVA 168: 193-242.
- KILIAN, W., 1969: Versuche mit markiertem Dünger über Unterschiede des Nährstoffaufnahmevermögens bei Forstpflanzen. Centralbl. Ges. Forstwesen. 86/2: 85-101.
- KILIAN, W., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil V: Säurehaushalt - Austauschbare Kationen. Mitt. Forstl. BVA 168: 89-144.
- KINZEL, H., 1982: Die calcicolen und calcifugen, basiphilen und acidophilen Pflanzen. In: Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart: 216-380.
- MENGEL, K., 1984: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 6., überarbeitete Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- MUTSCH, F., 1986: Wirkung simulierter saurer Niederschläge auf Böden mit Fichtenjungpflanzen im Gefäßversuch I. Einfluß auf die Elementgehalte des Bodens, der Durchflußlösungen und der Pflanzen. Centralbl. Ges. Forstwesen 103/2: 63-78.
- MUTSCH, F., 1991a: Bewertung von Analysendaten am Beispiel der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Kongreßband VDLUFA-Schriftenreihe 33: 731-736.
- MUTSCH, F., 1991b: Methodische Ansätze zur „Verdichtung“ von chemischen Analysendaten bei Bodenuntersuchungsnetzen. Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien. FBVA Berichte 49: 31-38.
- MUTSCH, F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil VI: Schwermetalle. Mitt. Forstl. BVA 168: 145-192.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGsinstitut, 1989: ÖNORM L 1085. Chemische Bodenuntersuchungen. Bestimmung der mineralischen Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluß. Wien.
- ROBERTS, T.M., SKEFFINGTON, R.A. & BLANK, L.W., 1989: Causes of Type 1 Spruce Decline in Europe. Forestry Vol. 62/3: 179-222.

- RUPPERT, H., 1990: Natürliche Spurenmetallgehalte im Boden und ihre anthropogene Überprägung. Mitt. Österr. Geol. Ges. 83: 243-265.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER G., HARTGE, K.-H. & SCHWERTMANN, U., 1992: Lehrbuch der Bodenkunde, 13. durchgesehene Auflage. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.
- STEFAN, K., 1991: Nadelnährstoffgehalte auf österreichischen Dauerbeobachtungsflächen (Fichte) von 1968 bis 1987 - (Ein Beitrag zur Diskussion erhöhter Schadstoffeinträge bzw. Auswaschungseffekten) VDI Berichte Nr. 901: 291-312.
- STEFAN, K., 1992a: Der Ernährungszustand der Wälder in Österreich. In: Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen. Forstliche Schriftenreihe. Univ. f. Bodenkultur, Wien - Band 5: 79-87.
- STEFAN, K., 1992b: Vergleich der Schwefelanalysedaten des österreichischen Bioindikatornetzes im Jahre 1990 mit den Ergebnissen vorangegangener Jahre. Forstliche Bundesversuchsanstalt. Bericht BIN-S 73/1992.
- ULRICH, B., MEIWES, K.J., KÖNIG, N. & KHANNA, P.K., 1984: Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Der Forst- und Holzwirt 39/11: 278-286.

ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR

Teil V: SÄUREHAUSHALT - AUSTAUSCHBARE KATIONEN

Walter KILIAN

Zusammenfassung: Entsprechend der geochemischen und klimatischen Vielfalt Österreichs ist der Säure- und Basenhaushalt in den Waldböden sehr unterschiedlich. Die am Punktenetz der Waldboden-Zustandsinventur österreichweit gemessenen pH-Werte (in CaCl_2) reichen von 2,7 bis 8,0. Der austauschbare Basenvorrat in 50 cm Bodenschicht variiert zwischen 25 (Median für Semipodsol) und über 1200 kmol Ieq/ha (Kalk-Braunlehm).

35 % aller untersuchten Böden sind in zumindest einem Horizont karbonathaltig oder liegen auf karbonathaltigem Ausgangsmaterial. Ihre pH-Werte liegen nahe dem Neutralbereich. Die Austauschkapazität ist hoch, insbesondere bei Rendzina, ebenso die Basensättigung: Schon das 10er Perzentil liegt über 95 %. Diese Böden sind gegen Versauerung weitgehend unempfindlich. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in den Kalkalpen sowie auf den karbonathaltigen Lockersedimenten des Alpenvorlandes und des sommerwarmen Ostens.

Die restlichen 65 % karbonatfreien Silikatböden sind überwiegend stark sauer: 83 % ihrer obersten Mineralbodenhorizonte liegen mit $\text{pH} \leq 4,2$ im Al- bzw. Fe-Pufferbereich. Die Austauschkapazität ist gering, besonders gering bei armer Fels-Braunerde, Semipodsol und Podsol. Humusgehalt im Oberboden erhöht sie entscheidend.

Die Basensättigung ist im Durchschnitt auch bei den karbonatfreien Böden nicht ungünstig. 39 % sind in allen Tiefenstufen zumindest mäßig ausreichend gesättigt (V-Wert > 18 %). Andererseits liegen 26 % mit zumindest einer Tiefenstufe im Bereich geringer (V-Wert = 6 bis 12 %), weitere 23 % im Bereich sehr geringer (V-Wert ≤ 6 %) Basensättigung.

Ein Teil dieser stark sauren und entbasten Böden sind naturbedingte Podsole und Semipodsole der Hochlagen bzw. der sauren Silikatgesteine, mit daran gut angepassten natürlichen Waldgesellschaften.

Bei den verbleibenden 12 % stark sauren Böden, deren Profilaufbau und Standortbefund nicht im Einklang mit der hohen Acidität stehen, spielen vermutlich sekundäre Versauerung bzw. Boden-degradation eine größere Rolle. Schwerpunkte der sauersten, basenarmen Böden liegen im Mühl- und Waldviertel, im Semmering-Wechselgebiet und den Niederen Tauern.

Als gefährdet sind weiters Böden anzusehen, welche mäßig sauer (im Austauschpufferbereich) und knapp ausreichend basengesättigt sind, jedoch geringe Austauschkapazität und damit Elastizität aufweisen, sodaß eine rasche Milieuänderung im Boden möglich ist, die zu Anpassungsproblemen der Vegetation führen kann.

55 % der Probestflächen sind mit Magnesium reichlich ausgestattet. Bei etwa 25 % weisen verschiedene Merkmale auf Unterversorgung, 10 % auf erhebliche Unterversorgung, wiederum mit Schwerpunkten im Mühl- und Waldviertel, Weilharter Forst und den Seckauer Tauern. Extremer Mg-Mangel ist jedoch selten.

Die durchschnittlichen Gehalte an austauschbarem Kalium sind in Österreich eher niedrig, in den Karbonatböden wird K zudem durch hohe Ca-Sättigung verdrängt. Extremer K-Mangel ist aber selten. Am relativ besten versorgt sind die armen Fels-Braunerden.

Austauschbares Mangan tritt in einem engen Bereich saurer Braunerden und staunasser Böden in relativ hoher Konzentration (bis 11 % KAK) auf. Sonst bestehen eher Voraussetzungen für Mn-Mangel.

Stichworte: Waldboden, Bodenzustandsinventur, Basenhaushalt, Bodenversauerung, austauschbare Kationen.

Abstract:: (Austrian Forest Soil Monitoring System, Part V: Acidification Status - Exchangeable Cations)

According to the geochemical and climatic diversity of the Austrian landscape the soil conditions on acidity and base saturation are very differentiated. The pH (CaCl_2) of all soil samples, collected from a regular grid pattern, range between 2,7 and 8,0. The exchangeable base content of a 50 cm mineral soil layer varies between 25 (median for Leptic Podsol) and 1200 kmol IEq/ha (Eutric Cambisols on limestone).

35 % of all analyzed soils are calcareous, with a median pH (CaCl_2) of 5,2 in the top mineral soil and 7,4 in the subsoil. The cation exchange capacity is high, particularly in Rendzic Leptosols, and the base saturation is nearly complete: the 10-percentile exceeds 95 %. These calcareous soils are considerably resistant against acidification and cover mainly the Limestone Alps and the northern forelands, particularly in its more continental east.

The remaining 65 % of non-calcareous soils are mainly very acid: 83 % of them with pH of $\leq 4,2$ in the upper soil. The CEC is low (median of subsoil less than 5 meq/100 g), lowest in Dystric Cambisols and Podisols. Humus content increases the CEC substantially.

The base saturation in general is not too low, but varies within a wide range: 39 % are well saturated with >18 % bases on CEC in the whole profile. In 49 % of the profiles, however, the base saturation in at least one horizon is below 12 %, in 23 % below 6 %.

To these poor soils belong Podisols on acid bedrock and in high altitudes, naturally developed and with healthy forest communities, well adapted to these soil conditions during long periods. Thus, acidity itself is not a criterion for soil degradation. More likely degraded soils and active acidification processes will be found among the 12 % of very acid Cambisols, where site conditions and the profile development are obviously not in accordance with the high level of acidification.

Critical soils, furthermore, are those yet in the exchange buffer range and with barely sufficient base saturation but low CEC, which could quickly shift into another acidification status, inducing adaption stresses for the forest vegetation.

The contents of exchangeable Mg and K varies considerably, depending on the geochemical and morphogenetic soil conditions. 55 % of all forest soils are amply provided with Mg. For 25 % several parameters suggest Mg-deficiency, for 10 % heavy deficiency, focussed on the northern Mühl- and Waldviertel, the Weilharter Forst and the Seckauer Tauern-range.

The contents of exchangeable K in general are low, besides in calcareous soils K is often superseded by a surplus of Ca. Extreme K-deficiency, however, occurs rarely. The highest K supply show Dystric Cambisols from granitic bedrock.

Exchangeable Mn occurs in a narrow range of acid Cambisols and hydromorphic soils with relatively high concentrations. As for the rest more likely preconditions are found for Mn-deficiency.

Keywords: forest soils, soil monitoring, acidification, base saturation status, exchangeable cations.

1 Einführung

Die Versauerung der Waldböden ist ein wichtiger Aspekt des Bodenzustandes, der vor allem im Zusammenhang mit den Waldschädigungen diskutiert wird (z.B. ULRICH, 1983). Tatsächlich wurde in den österreichischen Waldböden während der letzten Dezennien ein Trend zur pH-Absenkung nachgewiesen (STÖHR et al., 1984). Über Versauerungstendenzen der Waldböden in anderen Ländern berichten u.a. EVERS (1983), JOHNSTON et al. (1986), DÄSSLER und RANFT (1989), BILLET et al. (1990) und GEHRMANN et al., 1987).

Der Begriff der Bodenversauerung umschließt einen Komplex verschiedener chemischer Vorgänge, die sich nicht mit einem einzigen Meßwert konkret definieren lassen. Vor allem wird damit ein Vorgang, eine Veränderung beschrieben, die nicht zu einem einzigen Zeitpunkt gemessen werden kann. Er wird häufig mit dem Begriff der Acidität, dem Säuregrad, vermengt. Zum Verständnis seien einige Begriffe erläutert:

1.1 Acidität

Die Bodenacidität ist durch die Menge der wirksamen säurebildenden Kationen (H, Al, Fe, Mn) bestimmt.

Der pH-Wert beschreibt die Konzentration der freien H-Ionen und ist damit ein unmittelbares Maß für den Säurestatus. Er ist leicht zu messen und seine Änderung im Zeitablauf wird daher häufig als Kriterium der Bodenversauerung verwendet. Dazu reicht er jedoch nicht aus. Denn Säurezufuhr kann auch zu stofflichen Veränderungen im Boden führen, ohne daß sich der pH-Wert merklich ändert.

1.2 Kationen-Austausch

Bessere Aussagen als der pH-Wert allein liefert die Messung der Kationen am Austauscherkomplex; sie informiert über die aufgespeicherte Basen- und Säuremenge.

Böden haben die Fähigkeit, v.a. an Tonmineralien und Humus Kationen anzulagern und gegen andere auszutauschen. Dieser Vorgang heißt Kationen-Austausch. Durch ihn werden mobile Pflanzennährstoffe (aber auch Schadstoffe) gespeichert.

Die Summe der Speicherplätze ist die Kationen-Austauschkapazität (KAK) des Bodens. Sie trägt maßgeblich zur Filter- und Pufferwirkung des Bodens bei und ist für die Mineralstoffernährung der Pflanzen von entscheidender Bedeutung.

Je geringer die KAK, desto sensibler sind die Böden gegen Säurezufuhr und desto geringer ist ihre Fähigkeit, Nährstoffe und Schadstoffe zu binden. Stark versauerte Böden mit hoher Austauschkapazität benötigen andererseits auch mehr basische Kationen, um ihren Puffer wieder aufzufüllen; sie reagieren relativ langsam, aber nachhaltig auf Meliorationsmaßnahmen.

Die austauschbaren basisch wirkenden Kationen Na, K, Ca, Mg werden als austauschbare Basen bezeichnet. Ihr prozentueller Anteil an der gesamten Austauschkapazität wird als „Basensättigung“ (= V-Wert) bezeichnet.

Bei Säurezufuhr werden diese basischen durch säurebildende Kationen (H, Al, Fe, Mn) verdrängt. Die Basensättigung läßt erkennen, wie weit der verfügbare Austauscher bereits durch Säurezufuhr verbraucht ist und ist daher ein gutes Maß für die Bodenversauerung.

1.3 Säurepufferung

Der Boden hat die Fähigkeit, hinzukommende Säuren bis zu einem gewissen Grad zu neutralisieren, wobei die H-Ionen in undissoziierte (unwirksame) Form übergeführt werden. Diese Fähigkeit wird als Pufferung bezeichnet. Daran sind eine Reihe von chemischen Reaktionen - darunter der oben beschriebenen Kationenaustausch - beteiligt, die jeweils in einem spezifischen pH-Bereich wirksam werden. ULRICH (1983) hat folgende Pufferbereiche unterschieden:

Karbonatpufferbereich (pH >6,2):

In karbonathaltigen Böden wird die einwirkende Säure durch Lösung von Calciumkarbonat (und Auswaschung als Bikarbonat, hartes Wasser) neutralisiert, was auf Grund der großen Kalkvorräte der meisten Karbonatböden zu keiner wesentlichen pH-Wert-Änderung führt, das Pufferreservoir ist also meist sehr groß. Die Nachwitterung des kalkhaltigen Grundgesteins trägt zu diesem Puffersystem bei.

Silikatpufferbereich (pH 6,2-5,0):

Die Säurepufferung erfolgt durch Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen aus Silikaten im Zuge der chemischen Verwitterung von Primärmineralien. Es kommt zur Neubildung von Tonmineralen, welche die freiwerdenden Kationen sofort wieder binden. Die Nährstoffauswaschung ist daher gering (weiches Wasser in Silikatgebieten!). Der Vorrat an verwitterbaren Silikatmineralien ist meist ebenfalls sehr groß, die meist irreversible Pufferreaktion verläuft aber sehr langsam (siehe unten).

Austauscherpufferbereich (pH 5-4,2):

In diesem pH-Bereich läuft hauptsächlich der bereits beschriebenen Kationenaustausch ab. Zudem werden Säuren durch Freisetzung von Aluminiumhydroxid aus Tonmineralen gepuffert, welches seinerseits Austauschplätze besetzt. Die Kapazität dieses Puffersystems ist vergleichsweise gering. Böden im pH-Bereich 4,2 bis 5,0 sind daher besonders labil, insbesondere dann, wenn dieses Reservoir bereits weitgehend erschöpft, d.h. die Basensättigung gering (angenommener Richtwert: V-Wert <12 %) ist.

Tatsächlich hat die in den letzten Dezennien beobachtete Versauerungstendenz gerade Böden in diesem pH-Bereich erfaßt (STÖHR, 1984).

Aluminium- und Aluminium/Eisen-Pufferbereich (pH 4,2-3,2):

Aus zerfallenden Tonmineralien und Al-Hydroxiden werden potentiell toxische Al-Ionen freigesetzt. Daher gilt der obere Grenz-pH-Wert von 4,2 als kritisch.

Eisenpufferbereich (pH <3,2):

Säuren werden durch Auflösung von Eisenoxid gepuffert, Fe-Ionen gehen in Lösung.

Die Reserven der beiden letztgenannten Puffersysteme sind wieder nahezu unbegrenzt; an der Reaktion sind nur mehr Anionen starker Säuren beteiligt wie SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , die meist aus Immissionen stammen, sowie organische Säuren.

Bis zur Ausschöpfung des jeweiligen Puffersystems wird bei Säurezufuhr eine weitere pH-Ab-senkung gebremst. Allerdings verlaufen die einzelnen Pufferreaktionen nicht streng voneinander abgegrenzt, sondern überlappend nebeneinander auch in den angrenzenden Pufferbereichen (Nachfassung des Konzeptes in diesem Sinne siehe SCHWERTMANN et al., 1987).

Neben diesem chemischen Gleichgewichtsmodell muß die Geschwindigkeit der Pufferreaktion berücksichtigt werden, die Pufferrate. Übersteigt die Säurebelastung diese Pufferrate, sinkt der pH-Wert ab, sinkt sie unter diese, steigt der pH-Wert an. Die Austauscher-Reaktion erfolgt sehr rasch. Darin liegt ihre Bedeutung als Puffer. Die Silikatverwitterung schreitet hingegen sehr langsam voran. So sind selbst in stark sauren Böden meist noch immer ausreichend silikatische Mineralien enthalten, die noch nicht von der Verwitterung aufgezehrt worden sind.

Der Versauerungsprozeß kann somit über mehrere Gleichgewichtssysteme fortschreiten, ohne daß sich Basensättigung und pH-Wert merklich ändern, etwa bei voller Basensättigung im Karbonatbereich oder, nachdem der Austauscher bereits erschöpft ist, im Al-Fe-Pufferbereich. Andererseits kann der pH-Wert sinken, ohne daß das jeweilige Puffersystem erschöpft ist.

Obwohl alle Puffersysteme Versauerungsschübe abzubrem sen und über gewisse Zeiträume aufzufangen vermögen, kann nur die Nachwitterung des Gesteins und der nicht zu vernachlässigende Eintrag von Basen aus der Luft die Säurezufuhr nachhaltig kompensieren. Die Geschwindigkeit der Nachwitterung wird mangels konkreter Daten unterschiedlich eingeschätzt: Nach ULRICH et al. (1986) liegt die Silikatverwitterung in unseren Breiten zwischen 0,2 -

1,2 kmol IEq.ha⁻¹.a⁻¹, PRENZEL (1985) nennt 0,1 - 1,1 kmol. Die Verwitterungsrate hängt ab von der aktiven Oberfläche und dem Wassergehalt im Boden sowie von der Art der Mineralzusammensetzung des Gesteins.

Selbst der an sich unbegrenzt unter Basenabgabe lösliche Kalk benötigt dazu einen bestimmten Zeitraum; er kann zudem durch Humarkrusten an seiner Oberfläche auch völlig von der Verwitterung abgeschirmt werden und extrem saure Humusaufgaben tragen. Für die Kalkverwitterung gehen die Schätzungen bis 20 kmol.ha⁻¹.a⁻¹ (ULRICH, 1989).

2 Quellen der Säurebelastung

Saure Deposition ist eine unter vielen Ursachen der Bodenversauerung. Hierher gehören ebenso natürliche wie anthropogene Quellen, darunter langandauernde Eingriffe und Einwirkungen in der Vergangenheit. Erst neuere Untersuchungen machen das Ausmaß bewußt, in welchem unsere Waldböden durch Fehl- und Übernutzung in der Vergangenheit versauert und an basischen Nährelementen verarmt sind.

In der temperierten Klimazone ist Bodenversauerung Teil der natürlichen Bodenentwicklung und Motor der chemischen Gesteinsverwitterung. Die natürliche Säurezufuhr stammt aus dem CO₂ der Luft und der Wurzelatmung, bzw. aus der Biomasseproduktion: Zu deren Aufbau werden basische Kationen (K, Mg, Ca) aus dem Boden aufgenommen und gegen H⁺-Ionen der organischen Säuren getauscht. Im Auf- und Abbau von organischer Substanz stellt sich ein dynamisches Gleichgewicht ein.

Bei Entzug von Biomasse (Ernte, Streunutzung, Weide etc.), Humusverlusten (exzessive Mineralisierung, Brand, Erosion) oder Akkumulierung von unzersetzter organischer Substanz (z.B. Rohhumus) werden jedoch Basen dem Kreislauf entzogen, die Bilanz an basischen Kationen wird negativ, wodurch Versauerung eintritt. Auch Austrocknung feuchter Böden und Nitrifizierung von Humus bedeuten temporäre Säureschübe, wenn dabei Stickstoff ausgetragen wird. Hohe Niederschläge, schwer zersetzbare Pflanzenreste (Nadelwald), große Seehöhe, leichte Bodenart und Seichtgründigkeit des Bodens fördern die Versauerung.

Als weitere anthropogene Faktoren kommen hinzu:

- saure Depositionen (saure Niederschläge: H₂SO₄, HNO₃, HCl)
- Ammoniak eintrag aus der Landwirtschaft
- Trockenlegung vernäßter Böden (Oxidation)

Während Holzernte (Derbholz ohne Rinde) allein durch Nachwitterung meist kompensiert werden kann, führt zusätzliche Säurebelastung durch andere Faktoren zu einer negativen Basenbilanz und Bodenversauerung. Die Säurebelastung durch die genannten Faktoren bewegt sich in folgenden Größenordnungen (in kmol.ha⁻¹.a⁻¹, nach GLATZEL, 1988):

Bestandeswachstum	bis 1,3 *
Holzernte ohne Rinde	0,4 **
Volbaumernte	1,4 **
Energiewaldernte	2,0 - 5,0 **
Streunutzung	4,6 - 6,0
N H ₄ aus Landwirtschaft	bis 2,0
Säure-Depositionen	bis 1,2

*) in der Jugend bei Vermehrung des Blattflächen-Index

**) einmaliger Entzug aus den üblichen Erntezeiträumen auf Jahresraten umgerechnet

Von ULRICH (1989) wurde das Ausmaß verschiedener Protonenquellen mit 0,1 bis 20 kmol $H^+ \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ geschätzt. Für einzelne (z.T. überlappende) Vorgänge nennt er:

Auswaschung organischer Anionen (Podsolierung)	$0 \leq 2$
Akkumulation von Auflagehumus	0 - 2
Auswaschung von Nitraten (Humusabbau)	0 - 4
Auswaschung von $Ca(HCO_3)_2$ aus Kalkböden	0 - 20
vorindustrielle Deposition	< 0,1

Die Säurezufuhr kann somit die Verwitterungsrate um das 2- bis 10fache übertreffen (ULRICH, 1991). Die „nachschaffende Kraft“ aus der Silikatverwitterung kann daher selbst nach Verringerung der Säurezufuhr erst über Jahrzehnte wirksam werden.

3 pH-Wert

Für die Waldbodenzustandsinventur stehen zwei pH-Messungen zur Verfügung: eine in 0,01 molarer $CaCl_2$ -Lösung und eine in Wasser.

Der pH-Wert in Wasser kommt der aktuellen Acidität der Bodenlösung nahe. Er ist stets höher als jener der Salzlösung. Die Differenz zwischen beiden bilden die zusätzlich gegen das Ca der $CaCl_2$ -Lösung vom Sorptionskomplex abtauschbaren H- und Al-Ionen, also eine zusätzlich verfügbare „potentielle“ Säure. Der pH-Wert in $CaCl_2$ gibt daher bessere Hinweise auf einen gesamten „Säurevorrat“. Er ist zudem weniger variabel als der von Witterung und Vegetationsentwicklung stärker kurzfristig beeinflussbare Wasser-pH-Wert und daher mit einer einmaligen Messung sicherer faßbar.

Im Vergleich zu Ackerböden sind die Waldböden meist wesentlich saurer, besonders im Oberboden, wenn säurebildender Bestandesabfall (Koniferen, Zwergsträucher) überwiegt. Dies deshalb, weil hier keine laufende Durchmischung und Aufdüngung wie im Ackerboden stattfindet, aber auch weil gerade die sauren, wenig produktiven Böden im Zuge der Besiedlung und Landnahme dem Wald verblieben sind.

Die bundesweit gemessenen pH (H_2O)-Werte liegen zwischen 3,30 und 8,56, die pH ($CaCl_2$)-Werte zwischen 2,65 und 7,97 (Tabelle V.1). Die Daten zeigen einen deutlichen Tiefengradienten mit den niedrigsten Werten in der Humusauflage.

Gerade zur Diskussion der Acidität und des Basenhaushaltes hat sich die Trennung der Datenübersichten in karbonatfreie und karbonatbeeinflusste Böden als zweckmäßig erwiesen. Die von 10er und 90er Perzentil umgrenzte Hauptmenge (Interdezilbereich 80 %) der karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Mineralböden liegt in völlig getrennten pH-Bereichen. Nur die Extreme, welche von wenigen Ausreißern gestellt werden, überlappen. (Definition der beiden Gruppen siehe Teil I (ENGLISCH et al., 1992) dieses Berichtes; hier sei nur wiederholt, daß „karbonatbeeinflusst“ nicht gleichzeitig Karbonatgehalt in der konkreten Probe (Tiefenstufe) bedeuten muß.

Die Gruppe der karbonatbeeinflussten Böden, d.s. 35 % aller untersuchten Waldböden, liegt im Unterboden weitgehend im Neutralbereich. Der Medianwert liegt in allen Tiefenstufen über pH ($CaCl_2$) 6,7 bzw. pH (H_2O) 7,0. Der pH-Wert ($CaCl_2$) 6,0 wird bei 6 % im Unterboden unterschritten. Nur in den obersten 10 cm sind manche Mineralböden auch stark sauer: 5 % liegen unter pH ($CaCl_2$) 4,2. Dieser geringe Versauerungsgrad ist deshalb bemerkenswert, weil in dieser Gruppe auch entkalkte Böden enthalten sind, deren karbonathaltiger Untergrund analytisch nicht erfaßt wurde. Selbst sehr tiefliegendes karbonatisches Substrat kommt offenbar immer noch in der Profildynamik des darüberliegenden Mineralbodens zur Geltung.

Die Humusaufgabe kann jedoch auch auf Kalkgestein durchaus stark sauer sein. Sie ist dort offenbar nicht ausreichend in den (biogenen) Stoffkreislauf des Bodens eingebunden. 42 % der Auflagen haben pH-Werte <5 (gemessen in CaCl_2).

Die karbonatfreien Silikatböden sind zum größten Teil stark sauer. Median und Mittelwert des pH (CaCl_2) der Oberböden liegen im Aluminium-Pufferbereich, jene der Unterböden knapp im Austauscherbereich. Selbst das 90er Perzentil liegt durchwegs unter pH 5,0 (Tab. V.1).

Tabelle V.1: pH-Werte; statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
pH in CaCl_2								
karbonatbeeinflusst								
Auflage	3,27	4,09	5,18	6,33	7,09	5,17	0,82	158
0-10 cm	3,21	4,80	6,76	7,28	7,59	6,33	1,04	172
10-20 cm	3,78	5,02	7,10	7,42	7,69	6,69	0,95	158
20-30 cm	3,80	5,78	7,22	7,54	7,81	6,94	0,83	150
30-50 cm	3,88	6,47	7,40	7,58	7,97	7,14	0,69	141
karbonatfrei								
Auflage	2,65	3,17	3,80	4,88	6,29	3,90	0,66	305
0-10 cm	2,73	3,27	3,75	4,46	6,53	3,83	0,53	331
10-20 cm	2,89	3,68	4,03	4,60	6,71	4,12	0,48	330
20-30 cm	2,95	3,84	4,20	4,77	6,69	4,29	0,49	328
30-50 cm	3,14	3,96	4,31	5,01	7,04	4,42	0,53	326
pH in H_2O								
karbonatbeeinflusst								
Auflage	3,87	4,70	5,60	6,76	7,43	5,62	0,73	158
0-10 cm	3,62	5,17	7,05	7,68	8,02	6,68	1,00	172
10-20 cm	3,97	5,52	7,44	7,90	8,38	7,08	0,91	158
20-30 cm	3,96	6,17	7,64	8,04	8,48	7,37	0,82	150
30-50 cm	4,05	6,78	7,80	8,18	8,56	7,61	0,73	141
karbonatfrei								
Auflage	3,30	3,81	4,40	5,36	6,62	4,49	0,58	305
0-10 cm	3,30	3,80	4,23	5,04	6,80	4,33	0,54	331
10-20 cm	3,45	4,11	4,52	5,26	7,11	4,61	0,52	330
20-30 cm	3,63	4,22	4,66	5,42	7,08	4,76	0,54	328
30-50 cm	3,92	4,29	4,80	5,61	7,33	4,91	0,59	326

86 % der karbonatfreien Silikatböden - bzw. 57 % aller Böden insgesamt - weisen zumindest in einem Horizont pH (CaCl_2)-Werte von 4,2 und darunter auf. Sie liegen damit im Al- bzw. Al-Fe-Pufferbereich. Bei 83 % der karbonatfreien bzw. 55 % aller Böden trifft dies die

obersten 10 cm des Mineralbodens, den Unterboden (Tiefenstufe 30-50 cm) hingegen nur bei 38 % (bzw. 27 % aller Böden).

In noch tiefere pH-Bereiche fallen mit zumindest einer Tiefenstufe:

	pH-Wert (in CaCl_2)	
	≤ 3.2	≤ 3.8
von allen Mineralböden	5 %	39 %
von den karbonatbeeinflussten Böden	0 %	3 %
von den karbonatfreien Böden	7,3 %	59 %

Im Wasserauszug gemessen wird pH 4,2 im Unterboden nur bei wenigen Probeflächen unterschritten.

Der Median liegt bei den karbonatfreien Böden stets unter dem arithmetischen Mittel; d. h. die Verteilung der Werte ist linkssteil, da die Mittelwerte durch Ausreißer mit hohen pH-Werten nach oben verfälscht werden; saure Böden sind häufiger. Bei den karbonatbeeinflussten Böden ist es genau umgekehrt: Die Ausreißer liegen am sauren Ende.

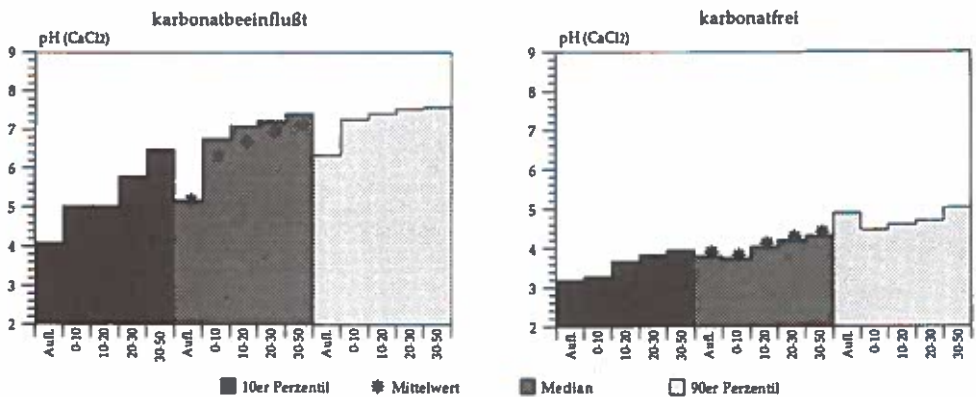


Abbildung V.1: pH-Werte, gemessen in CaCl_2 ; statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden.

Die Häufigkeitsverteilung der pH (CaCl_2)-Werte im Gesamtkollektiv aller Oberbodenproben ist deutlich zweigipflig: Die Maxima liegen oberhalb pH 6 und unterhalb 4,2 das ist im Karbonat- und im Fe-Al-Pufferbereich, den Bereichen relativ hoher Pufferkapazität.

In beiden sind für eine Absenkung des pH-Wertes sehr große Säuremengen erforderlich. Die beiden Gipfel sind klar den beiden Gruppen „karbonatbeeinflusst“ und „karbonatfrei“ zuzuordnen. Der Karbonat-Peak fällt zur Gänze an die karbonatbeeinflussten Böden; nur deren entkalkte Oberböden liegen z.T. auch im Silikat-Pufferbereich bzw. schon im Austauscherpufferbereich.

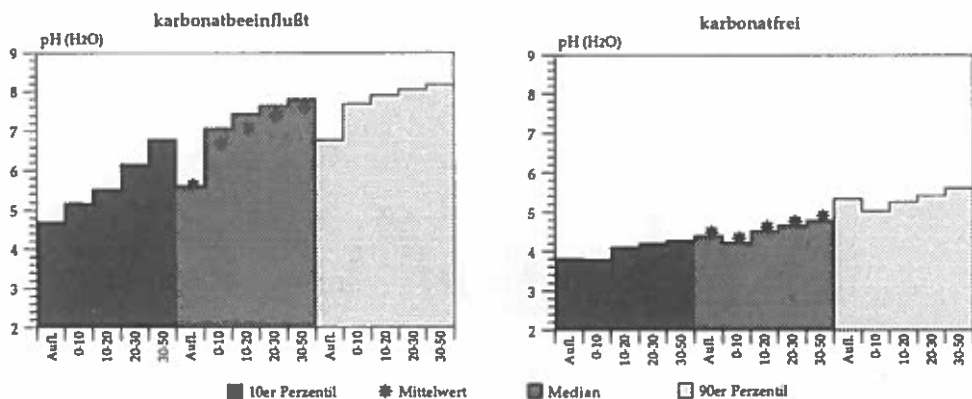


Abbildung V.2: pH-Werte, gemessen in H_2O ; statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden.

Fast alle Werte unter pH 4,2 fallen an die karbonatfreien Böden. Überraschend gering besetzt ist bei diesen der Silikatpufferbereich, der ja wegen seines großen Pools ebenfalls stabil sein sollte. Offenbar gibt es nur wenige karbonatfreie Silikatböden, deren Primärminerale mit ausreichender Geschwindigkeit nachwittern, um mit dem fortschreitenden Basenverlust bzw. Säureeintrag Schritt zu halten. Nur unreife, junge Hangkolluvien mit feinkörnigen, leicht verwitterbaren Mineralien mögen in unserem Klimabereich dieser Anforderung entsprechen.

Stärker besetzt ist der Austauscher-Pufferbereich, mit einer deutlichen vertikalen Differenzierung: Im Oberboden ist auch der Austauscherpufferbereich (pH 4,2 - 5,0) relativ weit erschöpft, das Maximum liegt zwischen pH 3,2 und 3,8. Im Unterboden liegt hingegen die Mehrzahl im Austauschpufferbereich (pH 4,2 und 5,0) und nur 14 Probestellen unterhalb pH 3,8.

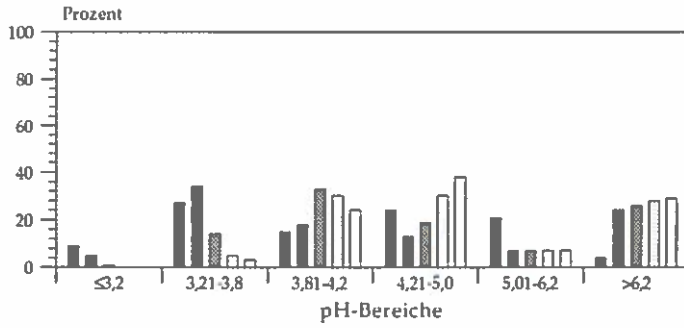
Im Auflagehumus ist die Verteilung der pH ($CaCl_2$)-Werte ähnlich zweigipfelig. Das obere Maximum liegt jedoch schon zwischen pH 4,2 und 5,0; pH-Werte über 5,2 sind selten. Dafür liegt bei stark sauren Mineralböden (insbesondere Podsol) der pH-Wert in der Auflage oft höher als im Oberboden.

Die mittleren bzw. medianen pH-Werte einiger Bodentypengruppen zeigen Tab. V.2 und Abb. V.5, die Häufigkeitsverteilung der Bodentypen auf pH-Wert-Stufen Abb. V.6 und V.7.

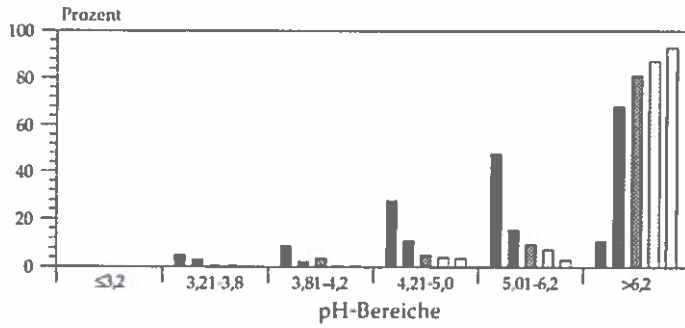
Es besteht ein klarer Zusammenhang zwischen pH-Wert und Bodentyp in der Reihenfolge reiche Fels-Braunerde - arme Fels-Braunerde - Semipodsol - Podsol, entsprechend der unterschiedlichen Bodendynamik dieser Bodentypen.

Die Podsole und Semipodsole sind im Mittel am sauersten. Fast alle Oberböden (0-10 cm) dieser Gruppen sind dort saurer als pH ($CaCl_2$) 4,2 (Abb. V.6). Die niedrigsten pH-Werte überhaupt (unter pH 3,2) finden sich in deren Humusaufgaben und Oberböden (Rohhumus- und Auswaschungshorizonte). Diese Bodenprofile haben sich während langer Zeiträume entwickelt und sind für basenarmes Silikatgestein und/oder kühl-feuchte Hochlagen charakteristisch, wo sie ihren Verbreitungsschwerpunkt haben. Ihre niedrigen pH-Werte sind sicherlich nicht ein Ergebnis jüngerer Einflüsse oder Veränderungen.

alle Böden



karbonatbeeinflusste Böden



karbonatfreie Böden

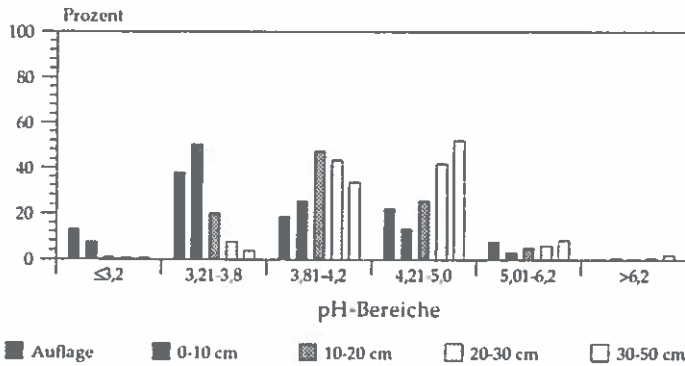
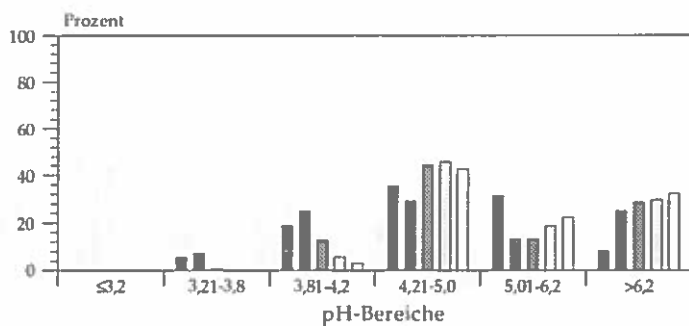
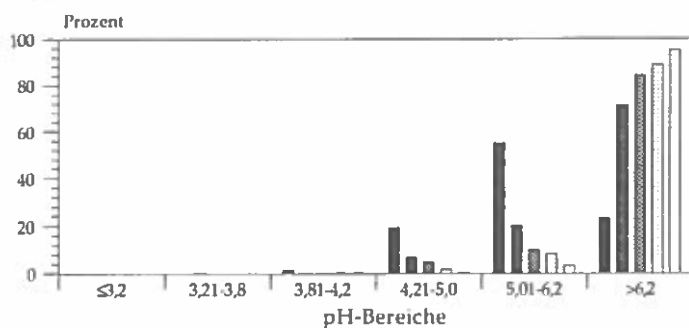


Abbildung V.3: pH-Werte, gemessen in CaCl_2 ; prozentuelle Verteilung der Bodenproben auf pH-Bereiche, getrennt für Tiefenstufen

alle Böden



karbonatbeeinflusste Böden



karbonatfreie Böden

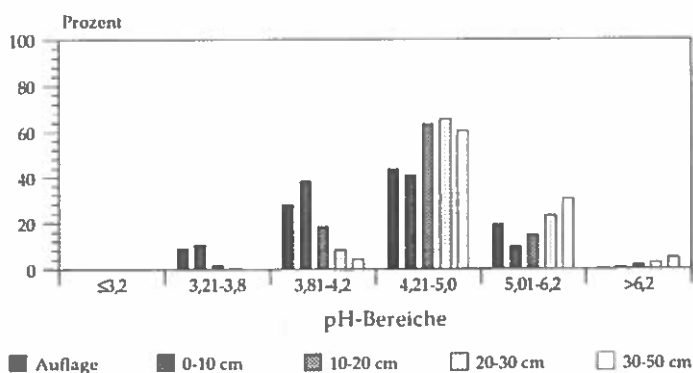


Abbildung V.4: pH-Werte, gemessen in H₂O; prozentuelle Verteilung der Bodenproben auf pH-Bereiche, getrennt für Tiefenstufen

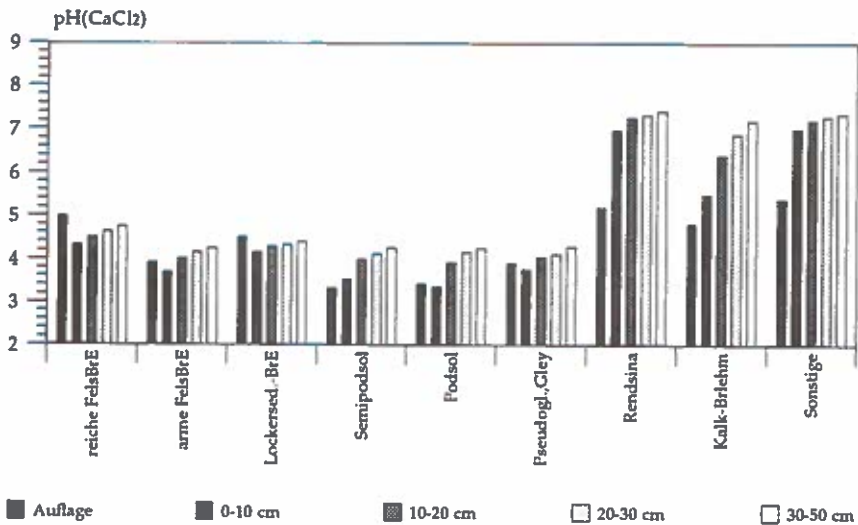


Abbildung V.5: Mediane pH-Werte, gemessen in CaCl₂ für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

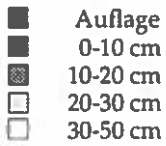
Tabelle V.2: Mittlere pH-Werte, gemessen in CaCl₂ für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengr.	Auflage		0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	4,97	4,72	4,31	4,77	4,48	5,00	4,62	5,22	4,72	5,38
arme FelsBrE	3,90	3,92	3,68	3,76	4,00	4,06	4,14	4,18	4,24	4,31
Lockersed.-BrE	4,50	4,58	4,14	4,52	4,28	4,80	4,32	4,99	4,39	5,14
Semipodsol	3,32	3,48	3,52	3,57	3,99	3,96	4,11	4,17	4,25	4,29
Podsol	3,41	3,53	3,34	3,39	3,91	3,83	4,15	4,17	4,25	4,32
Pseudogley/Gley	3,89	3,98	3,75	3,97	4,03	4,27	4,10	4,39	4,29	4,56
Rendsina	5,19	5,18	6,97	6,73	7,27	7,11	7,34	7,29	7,42	7,37
Kalk-Braunlehm	4,80	4,76	5,49	5,57	6,40	6,04	6,89	6,43	7,20	6,80
Sonstige	5,38	5,43	7,01	6,12	7,20	6,26	7,29	6,25	7,36	6,32

Grundsätzlich ist festzuhalten, daß saurer Boden nicht automatisch „schlechter Boden“ bedeutet. Selbst die extrem sauren Podsole müssen keineswegs zu Wurzelschädigungen führen. Die natürliche Vegetation, etwa die subalpiner Fichtenwälder, hat sich im Laufe ihrer Entwicklung an diese Bedingungen angepaßt und zeigt oft beste Wuchsleistung und keinerlei Schädigungsmerkmale. Die chemische Filterwirkung dieser Böden ist jedoch gering, Kationen bzw. Schadstoffe können ungehindert in den Unterboden und das Grundwasser ausgewaschen werden.

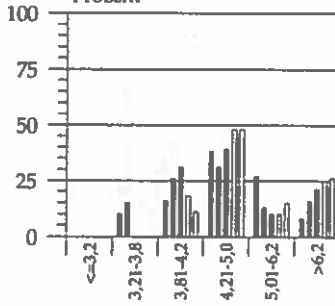
Es verbleibt aber eine beachtliche Zahl saurer Böden in tieferen Lagen, deren Profilmorphologie (Braunerde!) und Standortsbefund diesem Versauerungsgrad offensichtlich widersprechen. Hier könnten rezente Veränderungen des Säurehaushaltes eingesetzt haben, welche in der Profilentwicklung noch nicht erkennbar sind. Gerade solche Böden weisen oft besonders

Tiefenstufen:

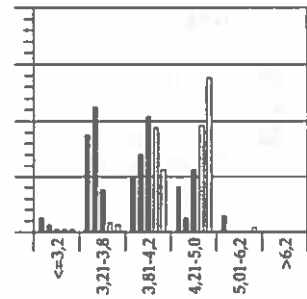


reiche FelsBrE

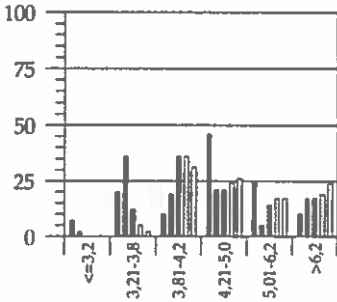
Prozent



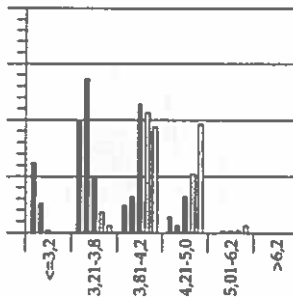
arme FelsBrE



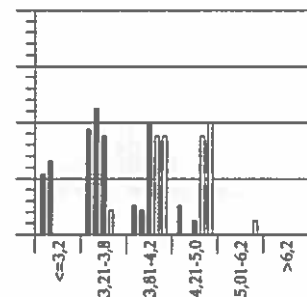
Lockersed.-BrE



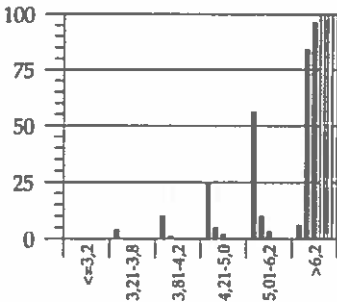
Semipodsol



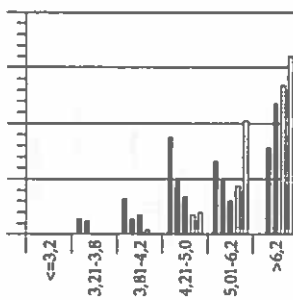
Podsol



Rendsina



Kalk-BrLehm



Pseudogley/Gley

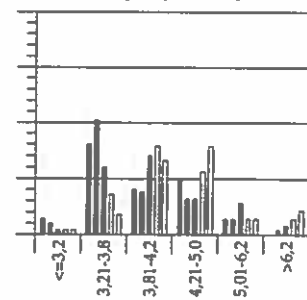
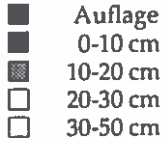
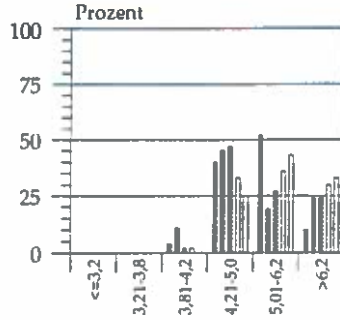


Abbildung V.6: pH-Werte, gemessen in CaCl_2 ; prozentuelle Verteilung der Bodenproben auf pH-Bereiche, getrennt für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

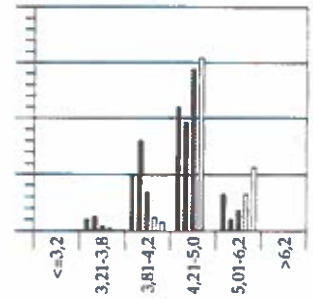
Tiefenstufen:



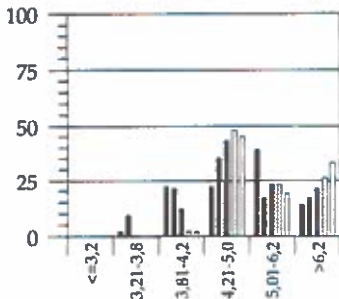
reiche FelsBrE



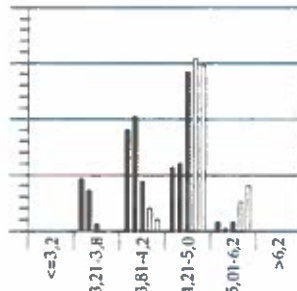
arme FelsBrE



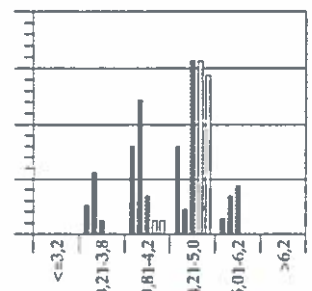
Lockersed.-BrE



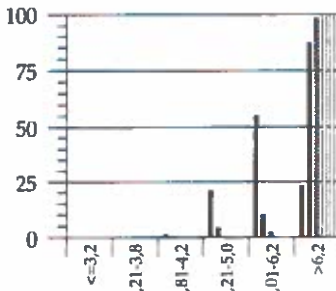
Semipodsol



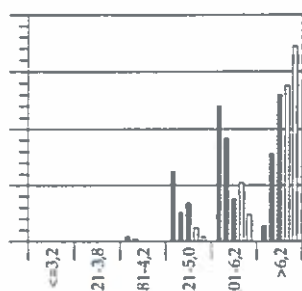
Podsol



Rendsina



Kalk-BrLehm



Pseudogley/Gley

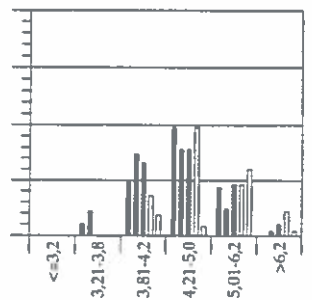


Abbildung V.7: pH-Werte, gemessen in H₂O, prozentuelle Verteilung der Bodenproben auf pH-Bereiche, getrennt für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

tiefe pH-Werte auf. In diese Richtung weist Abb. V.8: Die niedrigsten medianen pH-Werte liegen im Mühl- und Waldviertel und im Alpenvorland; während in ersterem Wuchsraum das saure Substrat eine Rolle spielt, trifft dies auf den z.T. basenreicheren Lockersedimenten nicht zu; hier sind eher degradierte Böden und sekundäre Fichtenbestände verbreitet. Die pH-Werte in den Zentralalpen mit natürlichen, klimatisch bedingten Semipodsolen und Podsolen liegen hingegen deutlich höher!

Die Gruppierung der Braunerden in „arm“ und „reich“ nach dem Geländebefund wird durch die pH-Werte bestätigt. Der Unterschied bewegt sich dabei gerade um die bodenchemisch bedeutsame pH 4,2-Schwelle (Tab. V.2).

Auch die Häufigkeitsverteilung der Bodentypen auf pH-Stufen läßt deutlich die bodenchemische Relevanz der Grenzen von 4,2 pH (H_2O = „aktuelle Acidität“) bzw. 3,8 ($CaCl_2$ = „potentielle Acidität“) erkennen: Im Gegensatz zur „reichen“ Fels-Braunerde werden diese Barrieren bei den armen Braunerden und den podsoligen Böden massiv durchbrochen (Abb. V.6 und V.7). Einen auffallend hohen Anteil stark saurer Oberböden weist auch die Pseudogley-Gruppe auf.

Tab. V.3 zeigt den prozentuellen Anteil der obersten Mineralbodenproben, welche in diesen Aciditätsbereichen liegen. Allein Braunerden mit derart sauren Oberböden machen insgesamt 12 % aller Probestflächen aus. In diesem Kollektiv sind am ehesten degradierte Böden bzw. aktuelle Bodenversauerung zu suchen. Der pH-Wert allein ist für eine konkrete Abschätzung jedoch nicht ausreichend. Schärfere Anhaltspunkte bietet dazu die Basensättigung (s. Abschnitt 5).

Die Kalkgesteinsböden erreichen kaum stärker saure Bereiche. Rendsinen und Braunlehm-Rendsinen liegen fast ausschließlich über pH 6,2. Einer Versauerung steht hier ein nahezu unerschöpflicher Puffer entgegen. Lediglich die Auflagen können von diesem Karbonateinfluß abgekoppelt und je nach Humusqualität auch stark sauer sein (Abb. V.6 und V.7).

Erstaunlich wenig sauer sind auch die völlig entkalkten Kalk-Braunlehme, selbst die an Grobskelett armen, parautochthonen Formen.

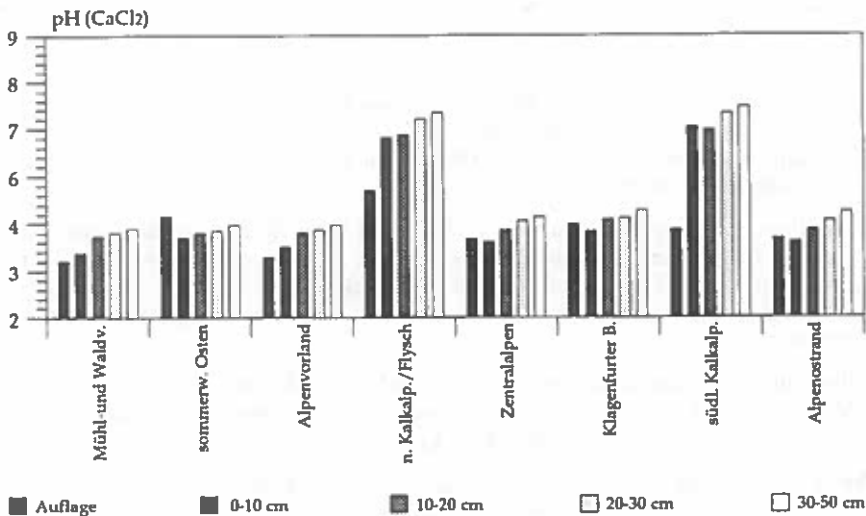


Abbildung V.8: Mediane pH-Werte, gemessen in $CaCl_2$ für Wuchsräume und Tiefenstufen

Tabelle V.3: Prozentanteil der Proben aus den obersten 10 cm Mineralböden mit pH-Werten $\leq 3,8$ und $\leq 4,2$, (Bodentypengruppe jeweils = 100 %).

	Reiche FelsBrE	arme FelsBrE	LSed.- BrE	Semi- podsol	Podsol	Rend- sina	Kalk- BrL	Gley/Ps -gley
pH(H ₂ O)								
$\leq 3,8$	0	6	9	18	28	0	0	11
$\leq 4,2$	11	46	30	69	89	0	1	48
pH(CaCl ₂)								
$\leq 3,8$	15	59	38	81	89	0	6	56
$\leq 4,2$	41	94	57	97	100	1	13	75

Die räumliche Verteilung der pH-Werte zeigt Karte V.1. Deutlich sind die geologischen Großräume und Wuchsgebiete zu erkennen: Die Karbonatböden der nördlichen Kalkalpen einerseits und die sauersten Böden im Bereich der armen Granite der Böhmisches Masse (Eisgarner Granit), der Quarzite des Semmering-Wechselgebietes, in den Seckauer Alpen, im oberen Ennstal und im Innsbrucker Quarzphyllit andererseits.

Im Alpenvorland sind die karbonathaltigen Böden des pannonischen Ostens und die entkalkten Böden im humiden Westen mit den stark versauerten Böden des Weilharter Forstes-Kobernau-ßer Waldes gut differenziert. Ebenso sind die relativ hohen pH-Werte im Auflagehumus der Laubwälder des sommerwarmen Ostens erkennbar, welche mit der biogenen Basenanreicherung auch auf saurem Substrat in Zusammenhang stehen.

4 Kationenaustauschkapazität (KAK)

Tab. V.4 und Abb. V.9 geben eine Übersicht über die statistischen Kennwerte der KAK, wiederum getrennt nach karbonatfreien und karbonathaltigen Böden, jeweils für 4 Tiefenstufen des Mineralbodens. Die Messung der KAK im Auflagehumus wurde aus methodischen Erwägungen unterlassen (siehe Teil I im gleichen Band).

Die Austauschkapazität der sauren Silikatböden ist gering, besonders gering bei mageren Braunerden, Semipodsol und leichten Podsolformen mit wenig organischer Substanz (Tab. V.5 und Abb. V.10). Bei den „reichen“ Fels-Braunerden ist die KAK im allgemeinen merklich höher. Die vergleichsweise hohen Werte im Oberboden des Podsols sind durch den dort meist höheren Humusgehalt begründet.

Neben dem Ton- und Humusgehalt nimmt auch der pH-Wert Einfluß auf die Austauschkapazität. Zum einen ist sie über die Qualität der organischen Substanz mit dem pH-Wert variabel, andererseits kommt darin die Tonqualität zum Ausdruck, welche ihrerseits pH-abhängig ist: In stark sauren Böden überwiegen Tonzerfall und Umwandlung zu wenig aktiven Tonmineralien (sekundärer Chlorit).

Im Profilverlauf nimmt die KAK meist von oben nach unten ab, entsprechend dem abnehmenden Gehalt an organischer Substanz. Auch in diesem Zusammenhang zeigt sich die hohe Bedeutung einer gut entwickelten Humusform für die Qualität des Waldbodens.

Beim Pseudogley wird der abnehmende Humusgehalt von zunehmendem Tongehalt kompensiert, der Profilverlauf der KAK ist dort daher nahezu gleichbleibend.

Karte V.1: pH-Wert (CaCl₂), räumliche Verteilung

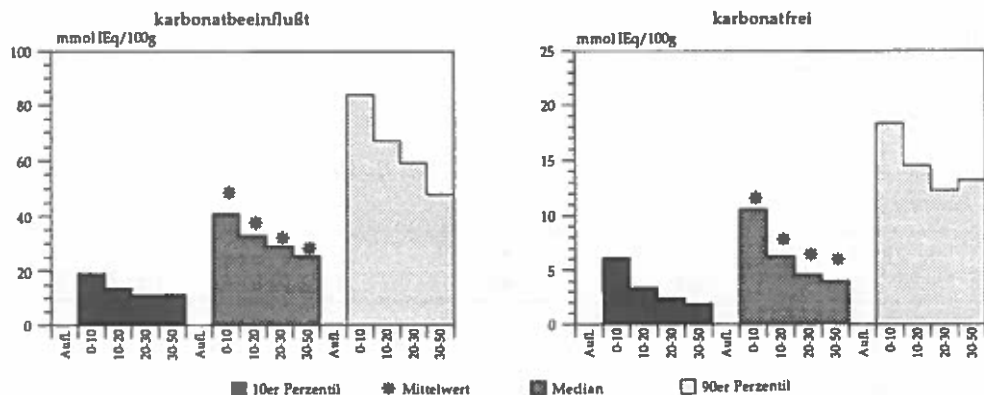


Abbildung V.9: Kationenaustauschkapazität (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle V.4: Kationenaustauschkapazität (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden.

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
0-10 cm	9,27	19,02	40,90	83,82	136,00	48,82	27,23	171
10-20 cm	6,64	13,99	32,80	67,15	116,50	37,78	21,98	157
20-30 cm	5,41	11,30	29,00	59,00	136,00	32,32	19,69	149
30-50 cm	5,00	11,44	25,40	48,00	104,00	28,26	17,04	141
karbonatfrei								
0-10 cm	2,63	6,14	10,58	18,29	59,07	11,59	5,92	331
10-20 cm	1,23	3,40	6,29	14,45	56,50	7,85	5,50	330
20-30 cm	0,80	2,45	4,57	12,30	54,10	6,44	5,46	328
30-50 cm	0,64	1,90	4,04	13,20	30,05	5,99	5,39	326

Die Kalkgesteinsböden haben eine sehr hohe KAK, die Rendsinen dank ihres hohen Gehaltes an oberflächenaktiver Humussubstanz, die bindigeren Formen (Braunlehm-Rendsinen) zusätzlich wegen des gleichzeitig höheren Tongehaltes. Die Kalk-Braunlehme fallen gegenüber der Rendsina deutlich ab, liegen aber immer noch um ein Vielfaches über den Werten der Braunerde-Podsol-Reihe. Zu einem guten Teil ist die KAK schon vom Ausgangsgestein vorgegeben: Am geringsten ist sie auf Quarzit, gefolgt von Granit und Quarzglimmerschiefer, aber auch basenreichem Gneis und Amphibolit; deutlich höhere KAK haben (in der Reihenfolge der Aufzählung) Böden aus Flysch und tonigen Sedimenten, Löß, Kalk und Mergel.

Die medianen KAK-Werte für die Wuchsräume (Abb. V.12) spiegeln im wesentlichen die dort dominierenden Bodentypen und Gesteinsserien wider. In Karte V.2 läßt die Verteilung der Böden unterschiedlicher KAK deutlich die geochemischen Großräume erkennen: Die niedrigsten KAK-Stufen sind auf die Granite und Sande des Mühl- und Waldviertels, Wechselgebiet, Kor- und Gleinalpe, Kitzbühler Alpen sowie Kärntner Zentralalpen konzentriert. Auffallend sind die niedrigen Werte der relativ bindigen Böden im Weilharter Forst.

Tabelle V.5: Mittlere Kationenaustauschkapazität (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppe	0-10cm		10-20cm		20-30cm		30-50cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	14,12	18,64	9,14	14,52	7,93	12,75	8,68	11,94
arme FelsBrE	8,59	10,48	4,61	5,90	3,53	4,41	2,73	3,55
Lockersed.-BrE	10,77	13,24	6,78	9,92	6,92	9,27	14,23	9,73
Semipodsol	11,30	11,79	6,14	7,13	4,18	4,91	3,35	3,77
Podsol	10,93	13,59	8,20	9,04	4,82	5,20	3,72	3,98
Pseudogley/Gley	10,99	12,88	8,37	10,83	7,74	9,93	8,07	10,66
Rendsina	66,50	67,09	51,00	51,93	38,95	43,72	32,79	36,82
Kalk-Braunlehm	32,32	32,97	30,26	28,69	27,65	27,83	25,40	25,94
Sonstige	18,95	23,59	14,30	19,05	10,10	13,83	8,46	11,28

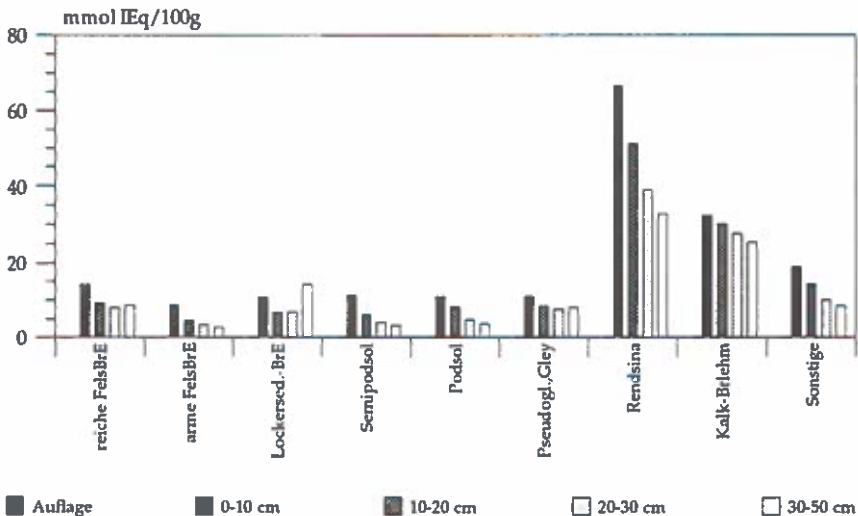


Abbildung V.10: Mediane Kationenaustauschkapazität (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Karte V.2: Kationenaustauschkapazität, räumliche Verteilung

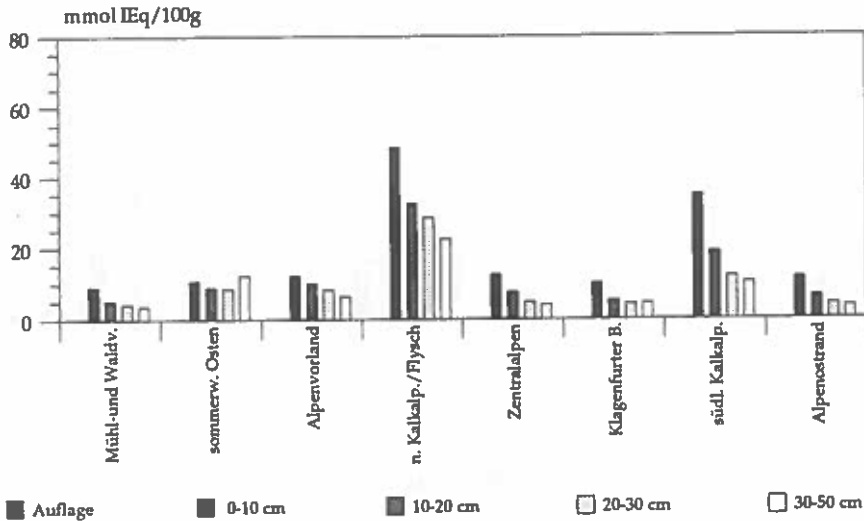


Abbildung V.11: Mediane Kationenaustauschkapazität für Wuchsräume und Tiefenstufen (mmol IEq/100g)

4.1 Physikochemische Filterwirkung der Böden

Eine Funktion des Bodens ist seine Filterwirkung, die Rückhaltung von Schad- und Nährstoffen. Die Fähigkeit des Bodens, Stoffe aus der Bodenlösung zu adsorbieren, kann über die Kationenaustauschkapazität angeschätzt werden. Nach den Richtlinien für Bodenzustandsinventuren (BLUM et al., 1989) wird diese physikochemische Filterwirkung von Böden mit einer KAK von 5 bis 10 mmol IEq/100g Boden als gering, mit einer solchen ≤ 5 als sehr gering eingestuft.

Das physikochemische Filtervermögen der Waldböden ist demnach eher gering (Tab. V.6). 2 % aller Probestellen haben in allen Tiefenstufen des Mineralbodens eine KAK von 5 mmol IEq und darunter, weitere 27 % liegen im Bereich zwischen 5 und 10 mmol IEq. Insbesondere bei den sauren Silikatböden ist eine höhere KAK stets an die organische Substanz gebunden, die Werte im humosen Oberboden sind daher günstiger.

Werden nur die Tiefenstufen ab 10 cm, also der humusärmere Mineralboden berücksichtigt, fallen 20 % aller Böden in die Gruppe „sehr geringe Filterwirkung“ (≤ 5 mmol IEq in allen Proben ab 10 cm Tiefe), weitere 30 % in die Gruppe „geringe Filterwirkung“ (5-10 mmol IEq). Wie der Vergleich zeigt, kann über den Humusgehalt die physikochemische Filterwirkung des Bodens über einen relativ weiten Bereich schwanken und damit durch waldbauliche Maßnahmen beeinflusst werden.

Die vergleichsweise geringste Filterwirkung haben die mageren Braunerden und Ranker (Tab. V.6). Bei den Podsolen ist sie im Durchschnitt sogar wesentlich höher, vermutlich wegen des höheren Humusgehaltes und der oft nur geringmächtigen Podsolentwicklung über einem eher bindigen Unterboden in den Hochlagenstandorten. Kalkböden haben durchwegs (mit einer Ausnahme) höhere KAK-Werte, doch wird gerade hier - bei den Rendsinen - durch den hohen Steingehalt und die geringe Bodenmächtigkeit die Filterwirkung ganz wesentlich herabge-

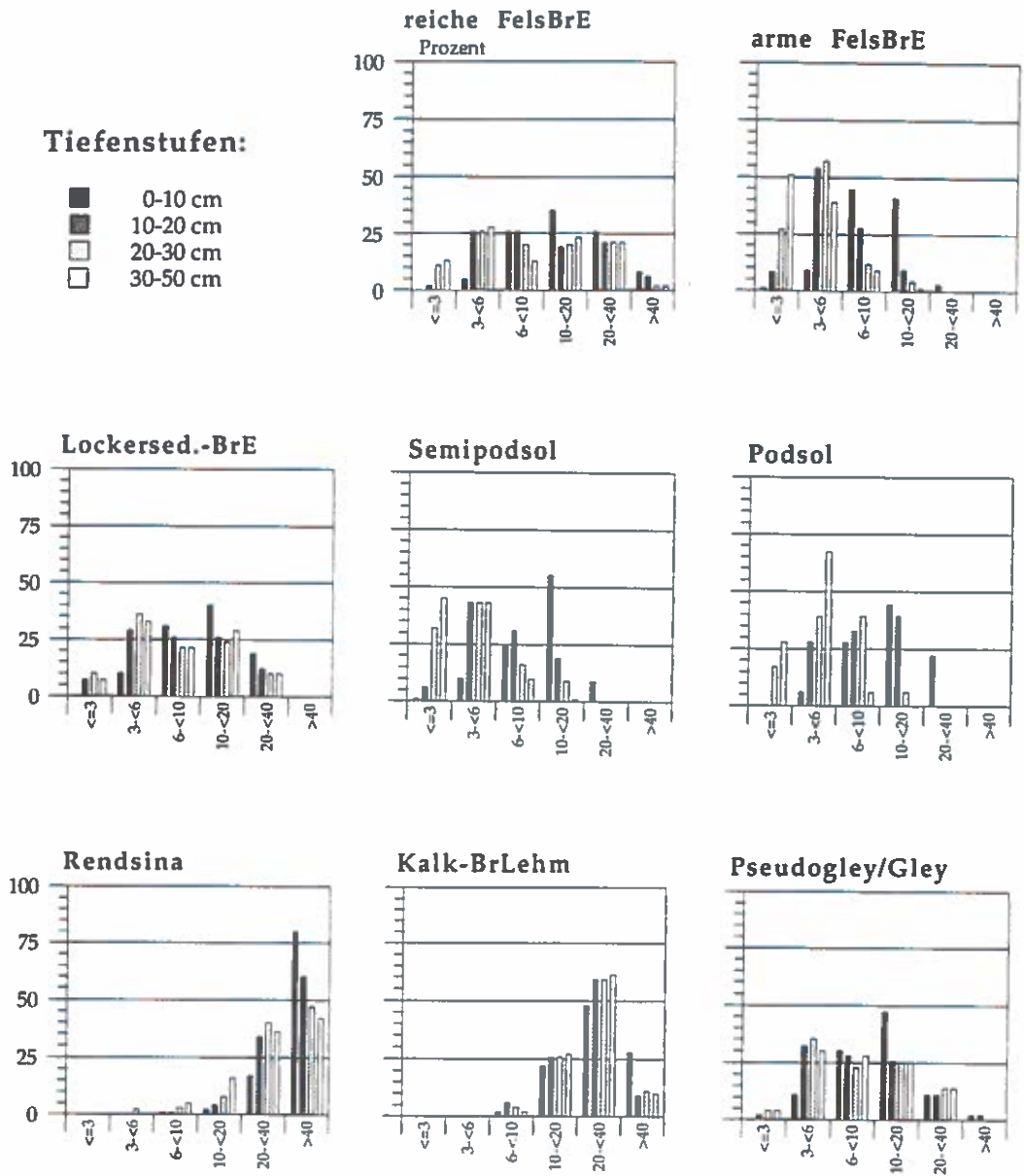


Abbildung V.12: Prozentuelle Verteilung der Bodenproben auf Klassen der Kationenaustauschkapazität, getrennt für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

setzt, was in den obigen Richtwerten nicht zum Ausdruck kommt. Der Gesamtanteil an Böden geringer Filterleistung ist somit höher anzusetzen.

Speziell für die Schwermetalle wird die chemische Filterwirkung neben der KAK ganz wesentlich von der Bodenacidität bestimmt. Fast alle Böden mit geringer KAK sind gleichzeitig auch stark sauer; für die meisten Schwermetalle ist die Filterwirkung damit noch merklich vermindert.

Tabelle V.6: Prozentanteil der Böden mit geringer (KAK 5 bis 10 mmol/l Eq/100g) und sehr geringer (KAK ≤ 5 mmol/l Eq/100g) physikochemischer Filterwirkung, getrennt nach Bodentypen.

Bodentypen	alle Tiefenstufen des Mineralbodens		Tiefenstufen ab 10 cm	
	sehr gering	gering	sehr gering	gering
reiche Fels-BrE	0	31	8	44
magere Fels-BrE	6	51	52	34
Lockersed.-BrE	5	36	26	32
Podsol	0(!)	33	11	44
Pseudogley/Gley	4	33	20	33
Rendsina	0	0	0	0
Kalk-Braunehm	0	1	0	1
Sonstige	0	6	12	18
alle Böden	2	27	20	30

5 Basensättigung (V-Wert)

ULRICH et al. (1984) sehen eine Basensättigung von >15 % als ausreichend an. „Bei Basensättigung >15 % sind Pufferreaktionen reversibel und die Al-Freisetzung gehemmt“ (ULRICH, 1987). Mineralisierungsschübe durch Biomasseproduktion und Witterungseinflüsse bewirken in diesem Bereich höhere Nährsalzkonzentration und damit verstärktes Wachstum, aber nur temporäre Verarmung. Bei einer Basensättigung von 5 % und darunter hingegen ist nach ULRICH die Elastizität des Bodens sehr gering, die Pufferfähigkeit weitgehend erschöpft. Mineralisierungsschübe führen hier zu Säurestreß und Eintritt von NO_3^- , H^+ und Al^{3+} in die Bodenlösung, wodurch der Vorgang irreversibel wird.

Für Humusaufgaben werden die Ionenäquivalentverhältnisse der Gesamtgehalte $\text{Ca}/(\text{Ca} + \text{Al} + \text{Fe})$ von 10 % und 5 % als Grenzwerte für mittlere und hohe Gefährdung durch Säuretoxizität gewählt (MEIWES et al., 1984).

Bei allen diesen Ansätzen wird etwas vereinfacht der Gehalt an Ca und Mg mit der Basensättigung gleichgesetzt, K (und Na) aber nicht berücksichtigt, was nach unseren Erfahrungen im Durchschnitt etwa 1 % der KAK ausmacht. Für die vorliegende Auswertung der Waldboden-Zustandsinventur wurden deshalb etwas höhere Grenzen zugrundegelegt, die aber durchaus noch zur weiteren Diskussion gestellt werden, und zwar:

< 6 %	für extrem niedrig
6-12 %	für sehr niedrig
12-18 %	für niedrig
18-30 %	mäßig bis ausreichend
30 - 99 %	reichlich basenversorgt
>99 %	voll basengesättigt

Die 6 %-Grenze umgrenzt jene Böden, deren Pufferfähigkeit im Sinne ULRICHs weitgehend erschöpft ist. Die Grenze bei 99 % soll unterscheiden zwischen Böden mit Überschuß an Ca-Ionen und solchen, die zwar sehr hoch basengesättigt sind, wo aber bei Säurezufuhr doch bereits der Austauschkomplex angesprochen wird.

Die durchschnittliche Basensättigung der österreichischen Waldböden ist nach dieser Bewertung günstig, aber im einzelnen sehr unterschiedlich (Tab. V.7 und Abb. V.13).

Die karbonatbeeinflussten Böden sind zum überwiegenden Teil voll basengesättigt. Selbst das 10er Perzentil liegt noch über V-Wert = 95 %. Nur ein Ausreißer fällt aus diesem Rahmen.

Tabelle V.7: Basensättigung (in %); statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
0-10 cm	19,50	95,9	100,0	100,0	100,0	96,5	12,6	171
10-20 cm	8,10	96,3	100,0	100,0	100,0	96,5	13,5	157
20-30 cm	6,20	99,4	100,0	100,0	100,0	97,9	10,5	149
30-50 cm	6,20	100,0	100,0	100,0	100,0	98,8	8,6	141
karbonatfrei								
0-10 cm	1,70	7,5	21,3	82,7	100,0	32,4	27,9	331
10-20 cm	1,39	4,2	15,8	85,3	100,0	29,8	29,8	330
20-30 cm	0,91	4,3	19,0	86,7	100,0	32,4	30,4	328
30-50 cm	0,30	4,9	28,7	92,4	100,0	39,0	32,5	326

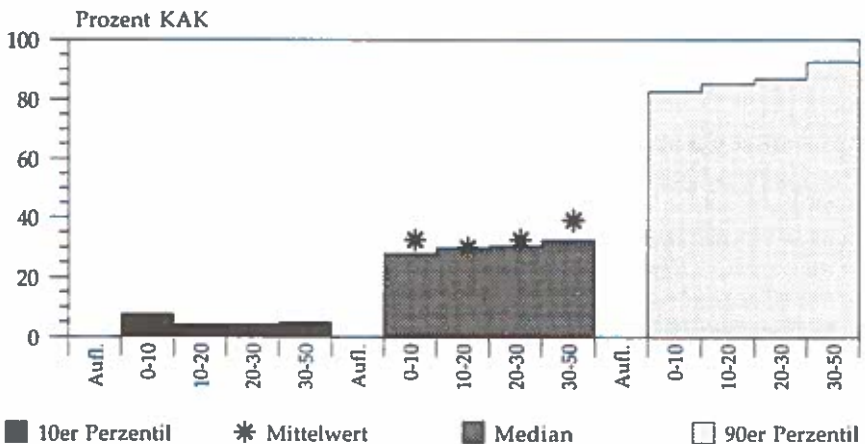


Abbildung V.13: Basensättigung (in %); statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Auch bei den karbonatfreien Waldböden ist die durchschnittliche Basensättigung nicht ungünstig, verglichen etwa mit den Daten aus Norddeutschland. Der Median liegt in allen Tiefenstufen über 15 %, im Unterboden nahe 30 %. Die Mittelwerte sind durch wenige voll gesättigte Proben nach oben verschoben und damit weniger repräsentativ; sie liegen in allen Tiefenstufen bei 30 % und darüber.

Im Einzelnen erweisen sich die Probeflächen und Bodenproben jedoch differenziert: 39 % der karbonatfreien Silikatböden sind in allen Tiefenstufen mäßig bis ausreichend gesättigt (V-Wert >18 %). Andererseits liegen 26 % der karbonatfreien Silikatböden mit zumindest einer Tiefenstufe im sehr niedrigen (V-Wert >6 bis 12 %), weitere 23 % im extrem niedrigen Bereich (V-Wert ≤6 %). Bezogen auf alle Böden sind dies 17 bzw. 15 %.

V-Werte von 6 % und geringer im gesamten Profil treten bei 9 Probeflächen, d.s. 2 % des gesamten Netzes auf. Das etwa vom Solling-Projekt in Deutschland (ULRICH et al., 1984) berichtete Ausmaß der Entbasung auf weniger als 2 % Sättigungsgrad bis 2 m Tiefe konnte im österreichischen Beobachtungsnetz nicht (nicht einmal bis 50 cm) beobachtet werden.

Für die Stabilität des Bodens entscheidend ist, wie weit die Entbasung in die Tiefe vorgedrungen ist. Oberflächlich entbastete Böden können über Tiefwurzler leichter regenerieren. Sind sie aber bis in große Tiefe verarmt oder ist das Substrat nicht aufschließbar, ist eine Sanierung mittels Düngung unerlässlich. ULRICH (1989) schlägt nach diesen Überlegungen die Unterscheidung von 3 Bodengruppen vor:

- I >15 % Basensättigung im gesamten Boden
- II >15 % Basensättigung im Unterboden; bei Tiefwurzlern ausreichend
- III ≤15 % Basensättigung im gesamten Boden; meliorationsbedürftig

Unter Berücksichtigung des modifizierten Grenzwertes von 18 % entsprechen der Gruppe ausreichender Basenversorgung (I) 58 % aller Probeflächen der WBZI (Abb. V.14).

18 % (91 Punkte, das entspricht 680 000 ha Waldfläche) würden nach diesem Ansatz einer Melioration bedürfen (Gruppe III). Bezogen auf die schärfere Obergrenze von V-Wert = 12 % wären dies 12 % aller Probeflächen, bezogen auf V-Wert=6 % (extrem basenarm) immer noch 2 %!

Hier ist allerdings zu beachten, daß nur bis 50 cm Bodentiefe Analysen vorliegen, was zwar weitgehend dem Wurzelraum entspricht, aber keineswegs immer den Unterboden erfaßt. Die sehr unterschiedliche Gründigkeit der österreichischen Waldböden setzt einer solchen Gliederung in jedem Fall Grenzen (siehe Teil II, Tabelle II.5; ENGLISCH 1992).

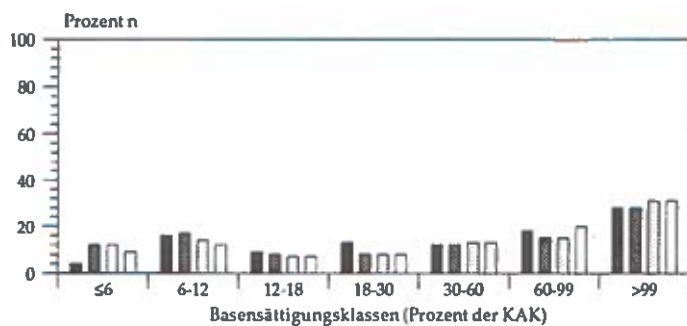
Die meisten der stark entbasten Böden der WBZI sind dies bis 50 cm Tiefe. Nur bei podsoligen Böden ist ein stärkerer Tiefengradient (abnehmende Entbasung mit der Tiefe) ausgebildet.

Ansonsten ist gerade bei den basenärmeren Böden der oberste, humose Mineralbodenhorizont höher basengesättigt als die tieferen Schichten. Ab ca. 30 % V-Wert kehrt sich dieser Trend um, d.h. bei hoch basengesättigten Böden trägt der Humus eher mit Säure als mit Basen zum Ionenbelag bei. Humus wirkt also auch in dieser Hinsicht ausgleichend.

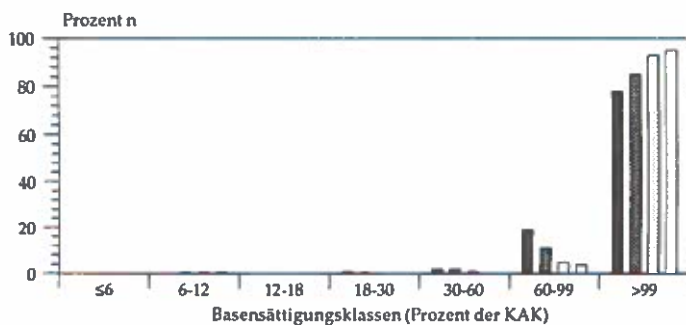
Tabelle V.8 und Abb. V.15 geben die mediane und mittlere Basensättigung für die einzelnen Bodentypen-Gruppen wider.

Die Böden aus Kalkgestein, überraschenderweise auch die entkalkten Formen des Kalk-Braunlehms, sind voll oder nahezu voll gesättigt. Der Anteil an säurebildenden Kationen ist - sofern überhaupt vorhanden - unbedeutend. Dies deckt sich mit den Befunden zum pH-Wert (Abschnitt 3).

alle Böden



karbonatbeeinflusste Böden



karbonatfreie Böden

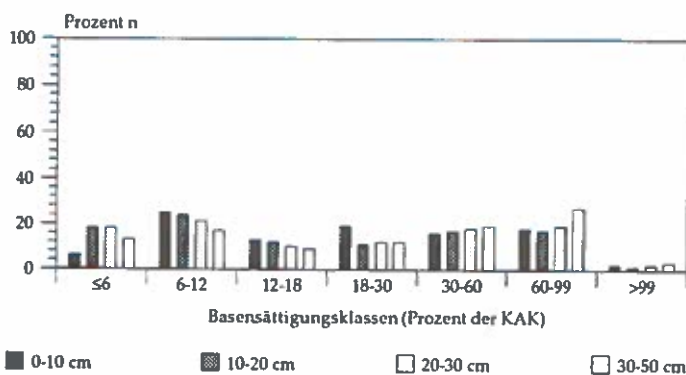


Abbildung V.14: Prozentuelle Verteilung aller Bodenproben auf Klassen der Basensättigung, getrennt nach Tiefenstufen.

Tabelle V.8: Mittlere Basensättigung (in %) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppe	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	69,9	66,5	67,8	66,7	71,1	70,1	78,7	75,5
arme Fels-BrE	14,7	26,6	11,3	21,6	12,1	22,7	19,0	29,7
Lockersed.-BrE	44,6	52,9	41,1	52,1	59,6	56,4	81,5	62,0
Semipodsol	10,9	16,4	8,0	12,2	7,7	14,0	9,7	17,9
Podsol	16,7	16,3	8,8	10,7	10,3	16,0	12,8	22,1
Pseudogley/Gley	29,4	42,5	32,2	44,9	40,3	47,6	62,4	56,6
Rendsina	100,0	99,8	100,0	99,7	100,0	100,0	100,0	100,0
Kalk-Braunlehm	99,1	90,8	99,9	91,7	100,0	95,9	100,0	98,4
Sonstige	100,0	86,9	100,0	84,9	100,0	84,1	100,0	83,2

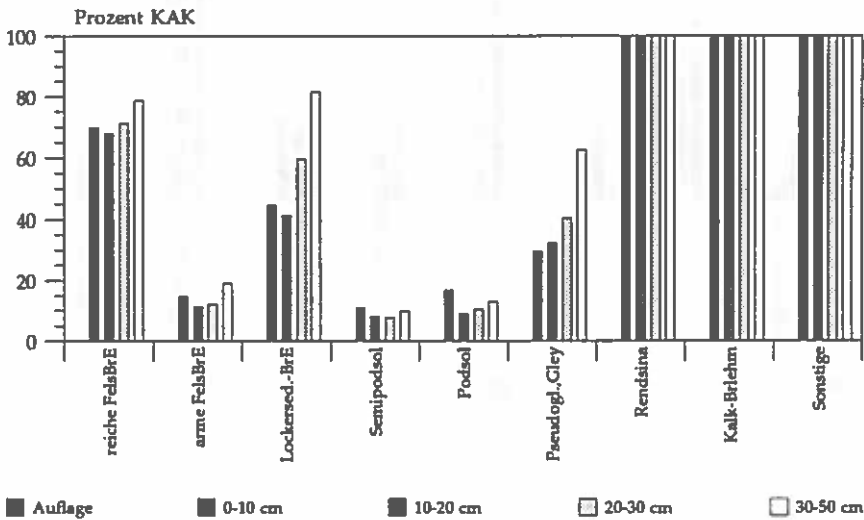


Abbildung V.15: Mediane Basensättigung (in %) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Die voll gesättigten Böden dominieren den Wuchsraum Nördliche Kalkalpen - Flyschzone über alle Bodentypen hinweg (medianer V-Wert = 100 %!); weniger gesättigte Formen auf Werfener Schichten oder sauren Flyschgesteinen fallen regional nicht ins Gewicht (vgl. Abb. V.16).

Die Silikatverwitterungsböden sind stärker entbast, jedoch stark nach Bodentypen differenziert: Das arithmetische Mittel liegt bei armer Fels-Braunerde je nach Tiefenstufe zwischen 22 und 30 %, der Median nur bei 11 bis 19 %. Alle Mittel für reiche Fels-Braunerde liegen hingegen weit über 60 %. Der Aspekt im Gelände unterscheidet also deutlich nach dem Grad der Basensättigung.

Bei Semipodsol und Podsol liegen die Mediane (z.T. auch die arithmetischen Mittel) um und unter 12 %, also im Bereich sehr niedriger Basensättigung. Der Profilverlauf spiegelt dort die podsolige Dynamik wider. Die Einzelwerte streuen jedoch wiederum in weiten Grenzen.

Bei manchen Parametern, so bei der Basensättigung, erscheinen die Podsole gleich oder z.T. sogar günstiger als die Semipodsole. Dies deshalb, weil die alpinen Podsolprofile vergleichsweise geringmächtig sind, sodaß oft schon in der obersten Tiefenstufe Verarmungs- und Anreicherungs-horizont zusammenfallen, und weil in Hochlagen Podsolierung auch auf basenreichem Substrat eintritt, sodaß der Unterboden durchaus höhere Basengehalte aufweisen kann. Sie unterscheiden sich dadurch von den substratbedingten Podsolen etwa des Waldviertels, die bis in den Unterboden extrem basenarm und sauer sind.

Wie Karte V.3 und insbesondere Abb. V.16 verdeutlichen, sind die Böden des Mühl- und Waldviertels insgesamt merklich basenärmer als jene der Zentralalpen.

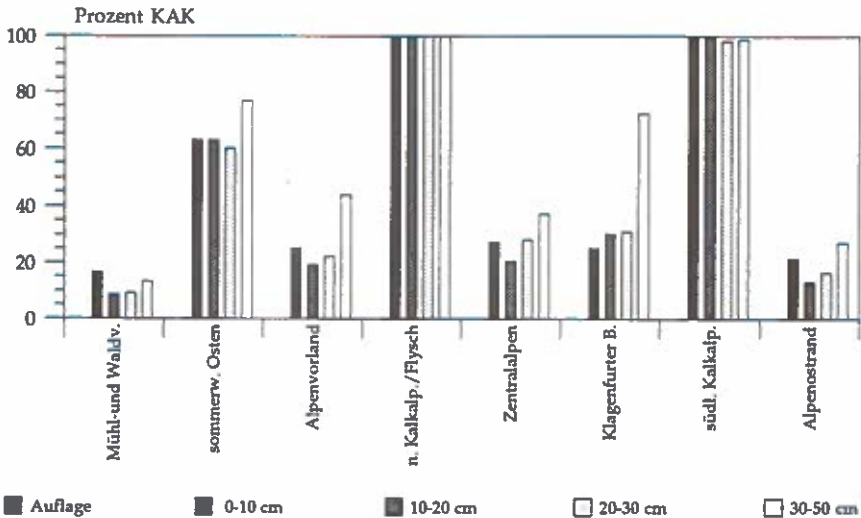


Abbildung V.16: Mediane Basensättigung (in %) für Wuchsräume und Tiefenstufen

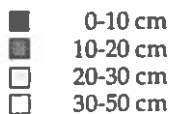
Wie die pH-Werte entsprechen auch die Basenverhältnisse der meisten Podsole und Semipodsole der natürlichen Profilentwicklung und den Umweltbedingungen, unter denen diese Böden entstanden sind.

Demgegenüber wurden schon bei der Besprechung der pH-Werte (Abschnitt V.3) die Braunerden als kritische Gruppe beurteilt, weil die dort häufig vorgefundene hohe Acidität offensichtlich nicht im Einklang mit dem Profilaspekt und anderen Feldbefunden steht. Bei einem Teil dieser Probestellen ist auch die Entbasung weit fortgeschritten.

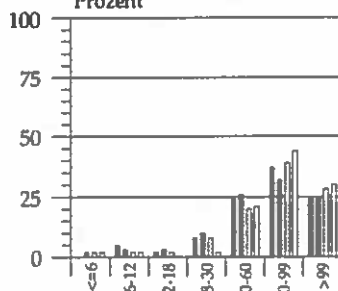
Bei einer beachtlichen Zahl davon liegt zumindest im Oberboden der V-Wert unter 12 % und sogar 6 %. Dies gilt für 44 % bzw. 12 % der armen Fels-Braunerde, 20 % bzw. 12 % Lockersediment-Braunerde sowie 29 % bzw. 11 % des Pseudogley, aber nur 5 % bzw. 2 % der „reichen“ Fels-Braunerde (Abb. V.17). pH-Werte <3,8 und V-Werte <12 % als Kriterien für weit fortgeschrittene Entbasung gemeinsam treten in zumindest einer Tiefenstufe bei 35 % der armen Fels-Braunerde, aber nur einer Probestelle mit reicher Fels-Braunerde auf.

Unter diesen derart entbasten Braunerden – insgesamt 12 % aller Böden – sind vermutlich jene zu suchen, bei denen in jüngerer Zeit eine sekundäre Versauerung eingetreten ist.

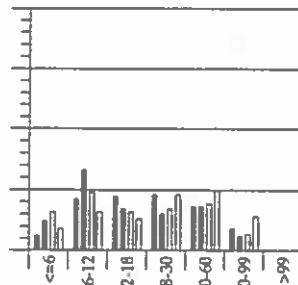
Tiefenstufen:



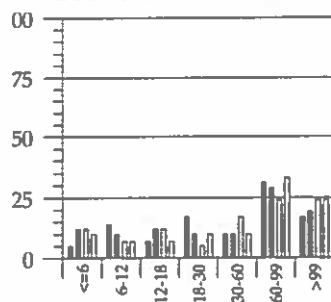
reiche FelsBrE
Prozent



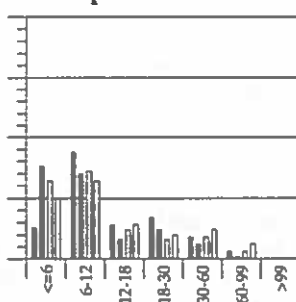
arme FelsBrE



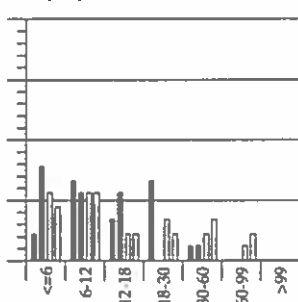
Lockersed.-BrE



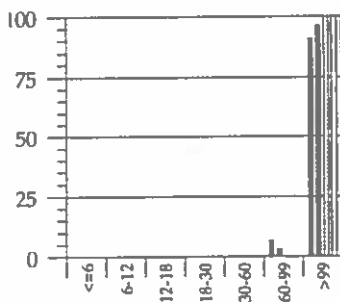
Semipodsol



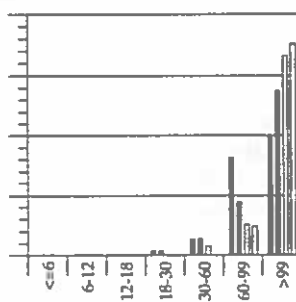
Podsol



Rendsina



Kalk-BrLehm



Pseudogley/Gley

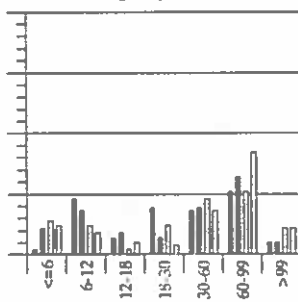


Abbildung V.17: Prozentuelle Verteilung der Bodenproben auf Klassen der Basensättigung, getrennt für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Streunutzung, Baumartenwechsel, Waldweide, wiederholter Großkahlschlag samt Schlagbrennen und atmosphärischer Säureeintrag sind hier wohl die wesentlichen Ursachen. Ihre Wirkung wurde im Tiroler Bodenkataster (STÖHR et al., 1989) statistisch nachgewiesen. Weiterführende Auswertungen des vorliegenden Materials lassen diesbezüglich noch nähere Aussagen erwarten.

Hinweise dazu können die Vegetationstypen geben. Diese Vegetationstypen, welche nach einer Kombination typischer, dominierender Arten der Bodenvegetation gefaßt sind, werden in der forstlichen Praxis, aber auch in der Standortkartierung als Weiser des aktuellen Bodenzustandes verwendet.

Sie korrespondieren im wesentlichen mit dem Humustyp. Auf jedem Standort bzw. Boden kann - entsprechend dessen Stabilität - eine spezifische Bandbreite mehrerer Vegetationstypen auftreten.

Das relative Vorkommen der Vegetationstypen innerhalb der Bodentypen ist für diese charakteristisch. So dominieren säureliebende und ihrerseits sauren Humus produzierende Zwergstrauchgesellschaften auf Podsol und Semipodsol, anspruchsvolle Kräutertypen auf kalkbeeinflussten Böden. Sauerkleetyp ist für mäßig sauren Feinmoder charakteristisch. Doch weist die Verteilung der vorkommenden Vegetationstypen innerhalb eines Bodentyps auch auf stark abweichenden Bodenzustand.

Nach einer ersten Durchsicht der WBZI ist eine enge Korrelation dieser Vegetationstypen mit chemischen Kennwerten wie pH, V-Wert und C:N-Verhältnis erkennbar, vor allem innerhalb von Bodentypen, sofern diese Gruppen ausreichend besetzt sind. Eine genauere statistische Untersuchung steht noch aus. Die Vegetationstypen erklären auch einen guten Teil der Datenstreuung innerhalb der Bodentypengruppen.

Karte V.3 zeigt die räumliche Verteilung der Probestflächen mit gut und schwach basengesättigten Böden. Eine Flächenabgrenzung darf von den wenigen Probestflächen nicht abgeleitet werden, doch sind deutlich die geochemischen Großräume nachgezeichnet. Auch ist der klimatische Ost-West-Gradient an einer vergleichsweise stärkeren Entkalkung und Entbasung im humiden Westen erkennbar. Deutlicher zeigt dies Abb. V.16: Obwohl die Lockersedimente im Alpenvorland etwa vergleichbar mit jenen des sommerwarmen Ostens sind - eher sind im südöstlichen Hügelland sogar karbonatfreie Staublehne und Braunlehne betont - ist der Median der Basensättigung im nördlichen Alpenvorland bedeutend niedriger. Auch sekundär versauerte, degradierte Böden mögen dazu ihren Beitrag leisten.

6 Basensumme (S-Wert)

Die Summe aller basischen Kationen, die „Basensumme“ (=S-Wert) steht in einfacher rechnerischer Beziehung mit der Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung und bringt daher keine grundlegenden zusätzlichen Informationen über den Basenhaushalt. Sie gibt aber unmittelbare Auskunft über den verfügbaren Basenvorrat im Boden, der für den weiteren Austausch gegen Säuren zur Verfügung steht.

Die Basensummen im Feinboden schwanken in sehr weiten Grenzen; die gemessenen Extreme differieren um fast 4 Zehnerpotenzen! Vor allem der Karbonatgehalt ist dafür entscheidend: In den karbonatbeeinflussten Böden ist die Basensumme wesentlich höher als in den karbonatfreien, die 80er Interdezile dieser Gruppen liegen in völlig getrennten Bereichen (Tab. V.9 und Abb. V.18)

Karte V.3: Basensättigung, räumliche Verteilung

Wegen der hohen Basensättigung ist die Basensumme der karbonathaltigen Böden mit wenigen Ausnahmen nahezu ident mit der KAK, welche ihrerseits meist höher als in den karbonatfreien Böden ist.

Allgemeingültige Richtwerte für Basensummen stehen bisher nicht zur Verfügung. Auf Grund der vorliegenden Ergebnisse wurden folgende Bereiche für die Basensumme in mmol IEq/100g Feinboden unterschieden:

≤0,2 extrem niedrig	2,1-4,0 mittel
0,21-1,0 sehr niedrig	4,1-16,0 hoch
1,1-2,0 niedrig	>16,0 sehr hoch

Die karbonatbeeinflussten Böden liegen mit wenigen Ausnahmen im Bereich hoch bis sehr hoch. Die mit Abstand höchsten Basengehalte haben die Kalkgesteinsböden Rendsina und Kalk-Braunlehm (Tab. V.10 und Abb. V.19).

Unter den karbonatfreien Böden haben hingegen nur etwa 20 % hohe, 12 % mittlere Basengehalte. Knapp 70 % (je nach Tiefenstufe 66 bis 71) fallen in den Bereich „niedrig“ bis „extrem niedrig“. Diese Angaben gelten für die humusärmeren Tiefenstufen ab 10 cm. Bei höherem

Tabelle V.9: Basensumme (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
0-10 cm	1,80	18,6	40,1	83,3	136,0	48,2	27,9	171
10-20 cm	0,50	13,3	32,5	67,2	116,5	37,4	22,5	157
20-30 cm	0,30	10,9	29,3	59,0	136,0	32,2	19,9	149
30-50 cm	0,30	11,0	24,3	48,0	104,5	28,1	17,2	141
karbonatfrei								
0-10 cm	0,21	0,65	2,00	11,1	59,0	4,38	6,28	331
10-20 cm	0,05	0,25	0,88	9,7	56,6	3,08	5,65	330
20-30 cm	0,03	0,18	0,76	8,5	54,1	2,86	5,55	328
30-50 cm	0,01	0,17	0,83	10,4	30,1	3,25	5,45	326

Tabelle V.10: Mittlere Basensumme (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche FelsBrE	7,1	15,2	5,3	12,1	4,8	11,0	5,4	10,6
arme FelsBrE	1,4	3,1	0,7	1,4	0,6	1,1	0,5	1,2
Lockersed.-BrE	4,4	8,8	2,7	7,1	4,1	6,9	4,2	7,5
Semipodsol	1,1	2,1	0,5	0,9	0,3	0,6	0,3	0,6
Podsol	1,7	2,1	0,7	0,9	0,5	0,7	0,5	0,8
Pseudogley/Gley	2,9	7,2	2,3	6,7	2,4	6,0	4,3	7,4
Rendsina	66,5	67,0	51,0	51,9	39,0	43,7	32,8	6,8
Kalk-Braunlehm	32,3	31,5	29,2	27,6	27,6	27,3	25,4	5,7
Sonstige	19,0	22,0	14,2	17,8	9,1	12,7	8,2	10,3

Humusgehalt ist auch die Basensumme höher: Nur 51 % der obersten 10 cm Mineralböden fallen in den Bereich „niedrig“ und tiefer.

Die medianen Basensummen der armen Fels-Braunerde und der podsoligen Böden sind durchwegs niedrig, im Unterboden sehr niedrig. Auch bei den Basensummen unterscheiden sich die Podsole kaum von den armen Fels-Braunerden. Besonders niedrig sind die Werte eher in unreifen, sandigen Kolluvien und Rankern.

Die Basensummen der Lockersediment-Braunerde und reichen Fels-Braunerde sind im Mittel deutlich höher (Tab. V.10), und zwar auch dann, wenn man nur die karbonatfreien Formen berücksichtigt. Mittelwerte und Mediane der reichen Fels-Braunerde liegen durchwegs im Bereich „hoch“, die der Lockersediment-Braunerden in „mittel“ bis „hoch“.

Die räumliche Verteilung (Karte V.4) ist naturgemäß ähnlich jener der Basensättigung, aber keineswegs ident. Die basenärmeren Punkte sind etwas zu den leichten, wenig austauschfähigen Böden, z.B. den Sanden im Mühl- und Waldviertel hin verschoben.

Die geringen Basenvorräte stark saurer, entbasteter Böden verwundern nicht weiter und müssen insbesondere bei den natürlichen Podsolen der Hochlagen keine aktuelle Gefährdung bedeuten. Ihre Puffer- und Filterfähigkeit ist zwar weitgehend gering, doch stehen sie in einem stationären Gleichgewicht mit ihrer Umwelt und können kaum mehr weiter entbast werden.

Demgegenüber erscheinen gerade jene Böden durch rasch fortschreitende Versauerung gefährdet, die „gerade noch“ ausreichend basengesättigt (V-Wert zwischen 12 und 30 %) und „noch nicht stark sauer“ sind, deren verbliebene Basensumme und damit Elastizität gegen Säureeintrag aber gering ist. Hier könnten bei weiterer Säurezufuhr rasche Milieuänderungen im Boden eintreten, welche zu Anpassungsschwierigkeiten und Schädigungen der Vegetationsdecke führen können. Hierher gehören in erster Linie arme Fels-Braunerden, manche Semipodsole und Lockersediment-Braunerden.

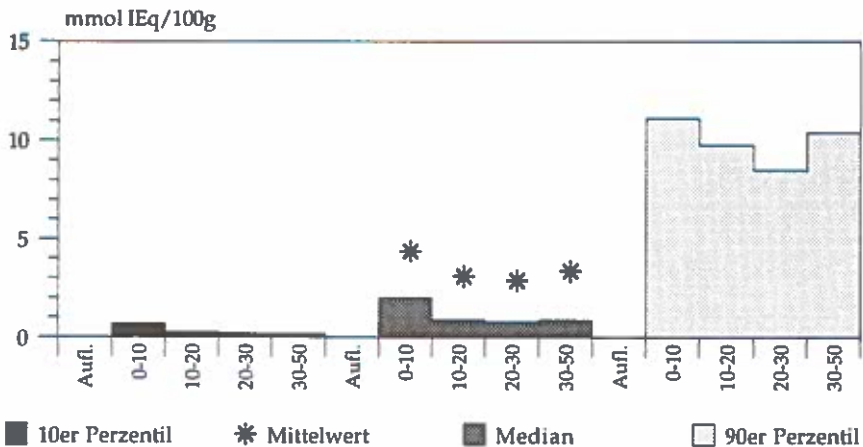


Abbildung V.18: Basensummen (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Karte V.4: Regionale Verteilung der Basensummen

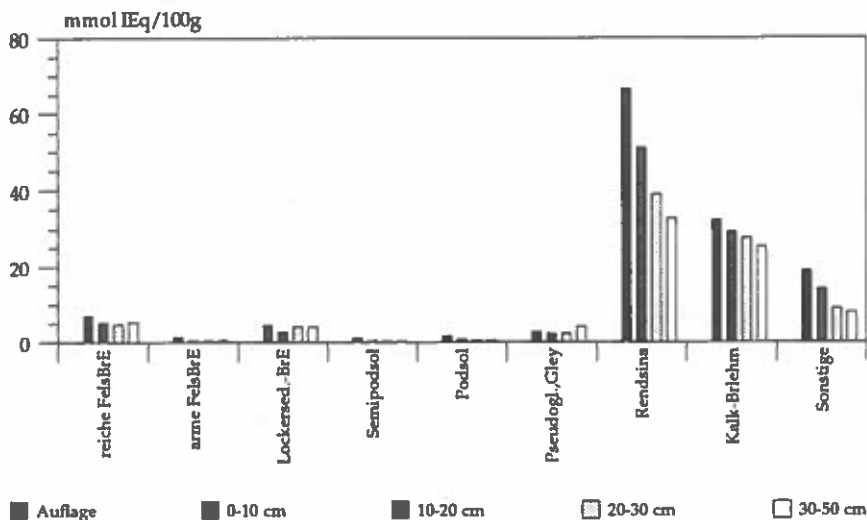


Abbildung V.19: Mediane Basensummen (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

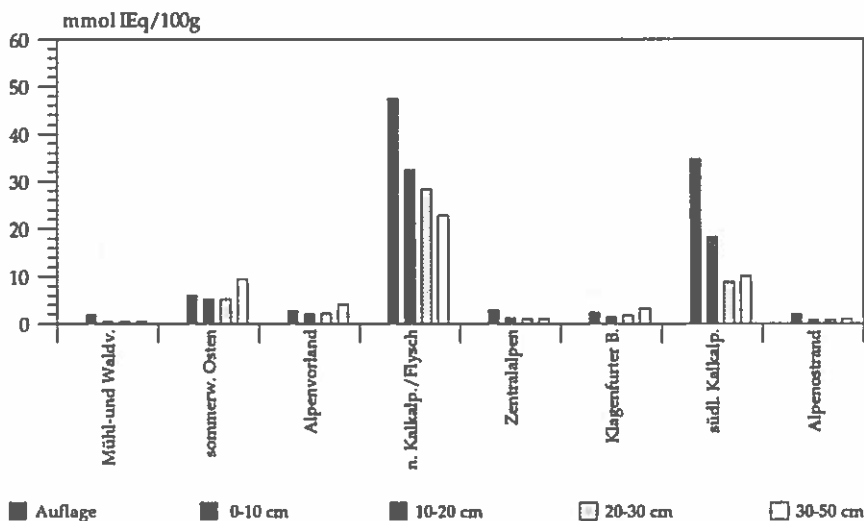


Abbildung V.20: Mediane Basensummen (mmol IEq/100g) für Wuchsräume und Tiefenstufen

Eine Eingrenzung dieser Gruppe von Böden ist jedoch unscharf. Selbst wenn die unterstellten Grenzbedingungen von $\text{pH} > 4,2$, V-Wert 12 - 30 % und S-Wert < 2 mmol IEq nur in einer Tiefenstufe gegeben sind, kann es zu Störungen kommen, wenn es sich um den Hauptwurzelhorizont handelt.

Je nach Strenge der unterstellten Grenzbedingungen fallen 2 bis 24 % aller Probeflächen in diese Gruppe „labiler“ Böden:

Die Rahmenwerte pH >3,8, V-Wert 12 - 30 % und S-Wert <2 mmol IEq in zumindest einem Horizont werden von 24 % der Böden, die strengeren Bedingungen pH >4,2, V-Wert 12-30 % und S-Wert <2 mmol IEq in zumindest drei Tiefenstufen werden nur von 2 % aller Böden erfüllt.

Die regionale Verteilung der Basensummen (Abb. V.20 und Karte V.4) zeichnet im wesentlichen die Bodentypen bzw. die Aussagen der Basensättigung nach.

7 Pufferreserven

Vor allem im Zusammenhang mit Abschätzungen der kritischen Belastbarkeit durch atmosphärische Schadstoffe (critical loads) ist die gesamte Speicherkapazität und der austauschbare Basenvorrat pro Flächeneinheit des Bodens von Interesse.

Derzeit werden im Rahmen einer UN-ECE-Task force in den meisten europäischen Ländern, so auch in Österreich, Kartenmodelle über „critical loads“ erarbeitet. Diese Modelle mußten bisher in Österreich von sehr globalen, kaum durch konkrete Daten gestützten Annahmen über die Bodeneigenschaften und Niederschlagsverhältnisse ausgehen. Hier kann die Waldboden-Zustandsinventur Unterlagen beitragen.

Tabelle V.11: Mittlerer Vorrat an austauschbaren Basen und Karbonat bis 50 cm Tiefe ; in kmol IEq/ha

Bodentypengruppen	Austauschbare Basen		Ca-Puffer Mittel	ha Ertragswald *)
	Mittel	Median		
reiche FelsBrE	540	260	3880	345 000
arme FelsBrE	65	30	-	330 000
LockersedimentBrE	390	210	3100	245 000
Semipodsol	40	25	-	745 000
Podsol	45	35	-	170 000
Pseudogley/Gley	380	180	560	335 000
Rendsina	1060	1000	13500	590 000
Kalk-Braunlehm	1180	1200	9500	240 000
Sonstige	600	480	10100	165 000

*) Angaben nach Österr. Forstinventur 1971-80

In Tabelle V.11 sind die durchschnittlichen Vorräte an austauschbaren Basen bis 50 cm Mineralbodentiefe aus den Probeflächen der WBZI für die Bodentypengruppen hochgerechnet. Die Werte berücksichtigen den durchschnittlichen, für jede Tiefenstufe im Gelände geschätzten Grobstoffgehalt und die mittlere Rohdichte je Bodenhorizont, die nach den Richtgrößen der Deutschen Forstlichen Standortsaufnahme (ANONYM, 1984) und aus verfügbaren Meßdaten für die einzelnen Bodentypengruppen ermittelt wurden.

Trotz der wesentlich reicheren Datenbasis bleiben auch diese Zahlen nur Richtwerte. Eine weiterführende Auswertung des vorhandenen Datenmaterials der WBZI wird noch schärfere Aussagen erlauben, einerseits durch feinere Aufgliederung der Bodenformen und Landschaftseinheiten, zum anderen durch die Verrechnung der Geländeparameter mit den Analysendaten getrennt für jede einzelne Probefläche. Durch Einbeziehung des Substrates und der Korngrößenverteilung im Feinboden sollte auch eine gewisse Abschätzung der Verwitterungsrate möglich sein.

Zu den schnell verfügbaren Pufferreserven an austauschbaren Basen kommen bei den karbonathaltigen Böden noch die mittelfristig verfügbaren, nahezu unbegrenzten Reserven aus dem Karbonatpufferbereich hinzu. Die aus den horizontweise gemessenen Karbonatgehalten des Feinbodens gemittelten Werte sind in Tab. V.11 ebenfalls angeführt. Als jährliche Pufferrate werden in der Literatur 1 - 20 kmol.ha⁻¹.a⁻¹ angegeben, doch schwankt diese je nach aktiver Oberfläche der Karbonate sicher in noch viel weiteren Grenzen. Dazu kommt noch die oft erhebliche Karbonatmenge des Grobskelett-Anteils, die aber langsamer löslich ist.

Schließlich dürfen bei dieser Inventur auch nicht die Reserven an nachwitterbaren silikatischen Mineralien außer acht gelassen werden, über welche selbst die sauersten, völlig entbasten Böden in großem Maße verfügen. Diese Vorräte sind praktisch unbegrenzt, aber nur langfristig verfügbar, sodaß ihre Angabe hier nicht relevant ist. Hier ist allein die Nachwitterungsrate entscheidend, die, wie bereits erwähnt, je nach Ausgangsgestein mit etwa 0,2 bis 1,5 kmol/ha pro Jahr angesetzt wird.

8 Die austauschbaren Kationen

Die austauschbar gebundenen Kationen werden auch gegen die von den Wurzeln ausgeschiedenen H⁺-Ionen leicht eingetauscht und stehen in chemischem Gleichgewicht mit der Bodenlösung. Sie sind deshalb - wenn auch nicht ausschließlich - für das Mineralstoffangebot an die Pflanzen maßgeblich. Die Meßdaten können daher auch Hinweise auf die Ernährungssituation des Waldes mit den jeweiligen Elementen geben.

Verschiedene Untersuchungen, zuletzt eine statistische Analyse von KATZENSTEINER (1992) haben gezeigt, daß der prozentuelle Anteil der einzelnen Elemente am Gesamt-Kationenbelag die Pflanzenernährung besser charakterisiert als die Absolutkonzentration an austauschbaren Kationen. Aus diesem Grund werden nachfolgend diese Relativzahlen bevorzugt angeführt.

8.1 Austauschbares Calcium

Da das Ca-Ion von den Austauschern im Boden stark gebunden wird, liegt ein großer Anteil des bei der Verwitterung frei werdenden Calciums in austauschbarer Form vor.

Calcium ist das vorherrschende „basische“ Kation. Seine Konzentration spiegelt daher weitgehend den Basengehalt insgesamt (S-Wert) und die Basensättigung wider, welche schon im vorigen Abschnitt behandelt wurden. Die Diskussion kann sich daher auf wenige Anmerkungen beschränken.

Die Gehalte an austauschbarem Calcium schwanken in sehr weiten Grenzen zwischen nahezu 0 bis über 135 mmol lEq/100g bzw. 0 und 99,5 % der gesamten Kationenaustauschkapazität (Tab. V.12). In den karbonatbeeinflussten Böden liegen sie markant höher als in den karbonatfreien, wobei die „Normalbereiche“ (zwischen 10er und 90er Perzentil) nicht überlappen; die Mediane unterscheiden sich um fast zwei Zehnerpotenzen (Abb. V.21). Lediglich einige Ausreißer der als „karbonatfrei“ eingestuften Böden haben relativ hohe Ca-Gehalte, welche vermutlich durch Tiefwurzler angereichert wurden oder von Kalkungen stammen. Bioakkumulation von Calcium in Auflage und humosem Oberboden ist häufig zu beobachten, besonders deutlich unter Buche und Kiefer in Laubwaldgebieten auf sauren, Ca-armen Böden. Hierin liegt eine besondere bodenerhaltende Bedeutung tiefwurzelter Baumarten.

Ca-Auswaschung ist sehr stark vom Ausmaß der Sickerwasserbewegung und damit vom Klima abhängig. Tatsächlich scheint die Ca-Sättigung unter sonst gleichen Bedingungen vom kontinentalen Osten zum humiden Westen hin abzunehmen (vgl. Wuchsraum Alpenvorland und sommerwarmer Osten, Abb. V.23). Gut entwickelte, tiefliegende Wurzelhorizonte wirken

jedoch als Falle für Ca im Sickerwasser und vermindern Auswaschungsverluste (PRITCHETT, 1979).

Über Grenzwerte für Gehalte an austauschbarem Calcium gibt es bislang kaum einhellige Vorstellungen, zudem muß Mangel an austauschbarem Calcium keineswegs Calciummangel für die Pflanze bedeuten. Ca-Mangelerscheinungen in Holzgewächsen sind selten.

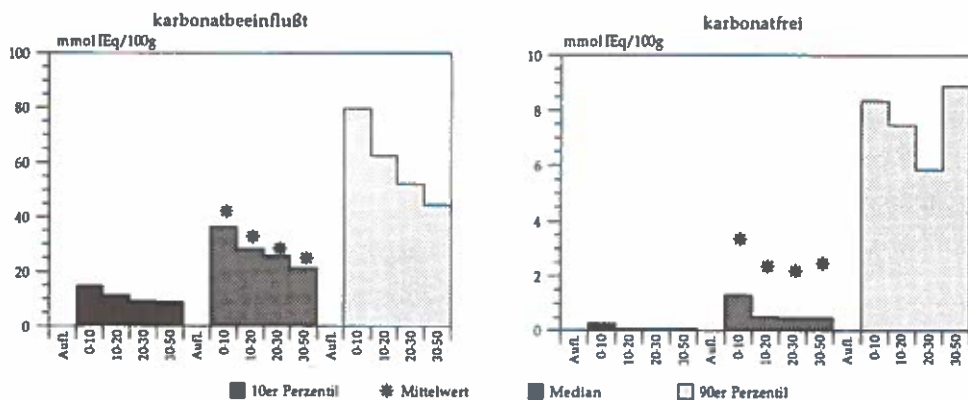


Abbildung V.21: Austauschbares Ca (mmol IEq/100g FB); statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle V.12: Austauschbares Ca als Prozentanteil an der Austauschkapazität; statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s \bar{x}	n
karbonatbeeinflusst								
0-10 cm	66,6	75,4	89,6	97,8	99,2	87,2	8,7	171
10-20 cm	57,4	75,5	88,0	98,3	99,3	87,1	9,5	157
20-30 cm	52,9	75,5	88,6	98,6	99,5	87,4	9,9	149
30-50 cm	51,5	75,8	89,2	98,6	99,3	88,0	9,5	141
karbonatfrei								
0-10 cm	0,4	3,3	14,7	63,4	95,3	24,1	24,1	331
10-20 cm	0,0	1,7	9,6	65,9	95,9	21,8	25,0	330
20-30 cm	0,0	1,8	11,3	66,6	97,4	23,6	25,7	328
30-50 cm	0,0	2,0	16,1	74,2	97,3	27,7	27,4	326

Sehr geringe Calciumgehalte zeigen die Semipodsole und Podsole, aber auch die armen Felsbraunerden (Abb. V.22). Der Profilverlauf läßt deutlich die sorptive Bindung an die organische Substanz des Humushorizontes und den Auswaschungshorizont erkennen, insbesondere bei Darstellung des Ca als Relativanteil am gesamten Ionenbelag. (Tab. V.13).

Sehr hohe Ca-Gehalte haben die Kalkgesteinsböden (Rendsina und Kalk-Braunlehm). Selbst das 10er Perzentil liegt bei Rendsina über 20 mmol IEq, der Median ist 50 bis 100 mal höher als etwa bei armer Fels-Braunerde; der minimal gemessene Ca-Anteil am Ionenbelag beträgt 75 %. Gegen Säurebildung sind diese Böden unempfindlich. Vielmehr kann solch hohes und einseitiges Ca-Angebot die Standortsqualität begrenzen, indem es andere Ionen verdrängt und deren Aufnahme durch die Pflanze behindert. Derart induzierter Kalium- und Mangan-Mangel ist bei Rendsina bekannt.

Physiologisch wichtiger als die Ca-Mengen selbst ist das Ca:Al-Verhältnis. Es entspricht größenordnungsmäßig dem V-Wert und wird daher hier nicht eigens diskutiert.

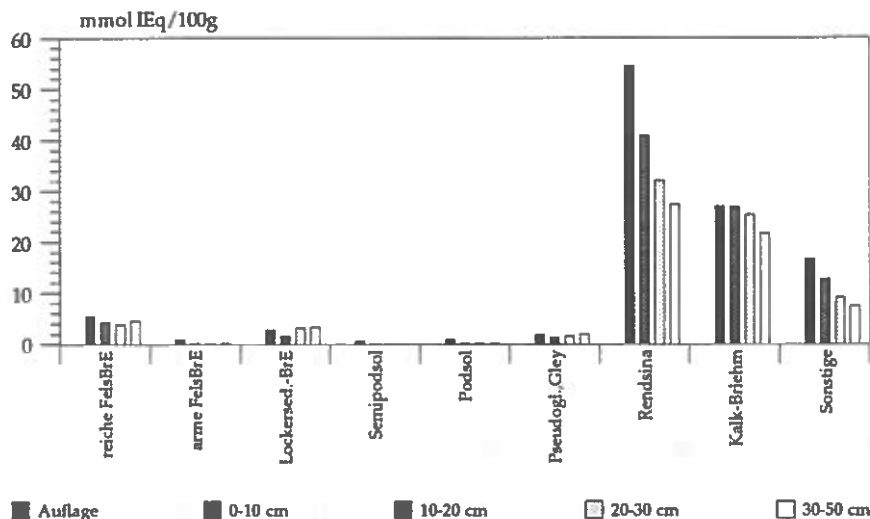


Abbildung V.22: Mediane des austauschbaren Ca (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Tabelle V.13: Austauschbares Ca als Prozentanteil an der Austauschkapazität; Mittel für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-Braunerde	57,4	55,5	57,9	55,4	60,1	58,3	64,0	61,9
arme Fels-Braunerde	11,7	18,7	7,9	14,8	7,5	14,9	11,0	18,6
Lockersed.-Braunerde	31,9	42,3	30,4	40,9	36,6	43,2	54,6	47,3
Semipodsol	6,3	10,6	4,1	7,2	4,2	8,9	5,6	11,1
Podsol	10,6	10,3	5,7	6,6	5,5	9,4	7,7	14,4
Pseudogley/Gley	21,2	32,7	21,5	34,0	25,3	36,2	42,1	42,0
Rendsina	85,5	87,0	83,3	86,4	84,7	86,9	84,8	87,7
Kalk-Braunlehm	81,5	79,2	82,9	80,5	89,0	84,8	89,8	87,8

Calcium ist weniger als unmittelbarer Pflanzennährstoff, sondern als Hauptkomponente für den Basenhaushalt der Böden entscheidend. Auch die regionale Verteilung entspricht weitgehend jener des V-Wertes (Abb. V.23). Ca-Mangel herrscht in Österreich vor allem im Mühl- und Waldviertel und ähnlichen Böden mit sehr geringer Basensättigung (Näheres siehe Abschnitt 3).

Übermäßige einseitige Ca-Ausstattung kann v.a. in Rendsina der Kalkalpen die Bodenqualität begrenzen.

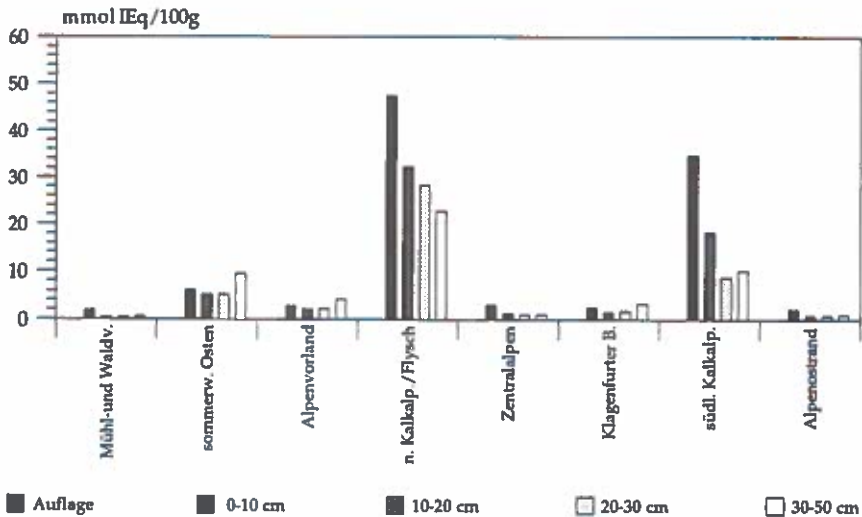


Abbildung V.23: Mediane des austauschbaren Ca (mmol IEq/100g FB) für Wuchsräume und Tiefenstufen

8.2 Austauschbares Magnesium

Magnesium ist als Zentralatom des Chlorophyll-Moleküls ein essentieller Pflanzennährstoff. In vielen Gebieten, z.B. in Baden-Württemberg und Bayern, werden Mg-Mangelerscheinungen in Zusammenhang mit neuartigen Waldschäden beschrieben (z.B. ENDE und ZÖTTL, 1990, KREUTZER und BITTERSÖHL, 1986, HARTMANN et al., 1985, HÜTTL, 1991).

Mg-Mangel in der Pflanze muß aber nicht unbedingt auf unzureichender Mg-Ausstattung des Bodens beruhen. Physiologische Störungen können hier eine wesentliche Rolle spielen. Ein geringes Angebot an austauschbarem Magnesium wirkt aber prädisponierend. Das austauschbar gebundene Magnesium ist leicht beweglich, steht in engem Gleichgewicht mit der Bodenlösung und ist maßgeblich für das Mg-Angebot an die Pflanze (SCHEFFER und SCHACHT-SCHABEL, 1984).

Die Korrelation des austauschbaren Magnesium mit dem Gesamtvorrat wird von Bodenacidität, Basensättigung, bodenhydrologischen und bodendynamischen Verhältnissen überlagert. Böden unter humiden Klimabedingungen sind i.a. Mg-ärmer. Dies scheint in einem Ost-West-

Gefälle der Mittelwerte einiger Bodentypen zwischen den österreichischen Wuchsgebieten bzw. Bundesländern zum Ausdruck zu kommen.

Der Schwankungsbereich des austauschbaren Magnesium reicht in den österreichischen Waldböden von <0,01 bis 22 mmol IEq. Der Median liegt bei karbonatfreien Böden um eine Zehnerpotenz niedriger als in karbonatbeeinflussten; die Randbereiche überlappen jedoch weit.

Nach verschiedenen Quellen ist unter 0,25 mmol IEq Mg, nach anderen unter 0,1 oder unter 0,2 mmol IEq/100g (LIU und TRÜBY, 1989) Magnesiummangel zu erwarten. Letzterer Wert entspricht etwa der für unzureichende Mg-Versorgung in landwirtschaftlichen Böden genannten Grenze von 3 mg Mg/100g (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1984).

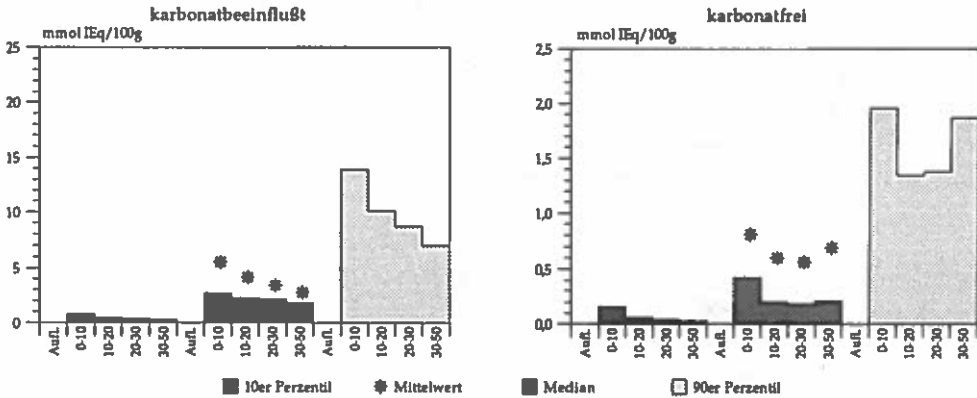


Abbildung V.24: Austauschbares Mg (mmol IEq/100g FB); statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tabelle V.14: Austauschbares Mg als Prozentanteil an der Austauschkapazität; statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz.	med.	90-Perz.	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
karbonatbeeinflusst								
0-10 cm	0,7	1,8	9,3	23,8	31,8	11,9	8,6	171
10-20 cm	0,5	1,3	10,6	23,9	36,0	12,1	9,2	157
20-30 cm	0,2	1,1	10,0	24,2	42,1	11,8	9,6	149
30-50 cm	0,2	0,9	9,8	23,6	35,9	11,2	9,1	141
karbonatfrei								
0-10 cm	0,6	1,9	4,4	13,1	35,0	6,3	5,6	331
10-20 cm	0,0	1,1	3,5	15,1	38,9	6,2	6,8	330
20-30 cm	0,0	0,9	4,1	17,0	37,1	6,9	7,3	328
30-50 cm	0,0	1,0	5,8	21,6	42,6	9,2	9,2	326

12 % der österreichischen Waldböden unterschreiten im humosen Oberboden den Schwellenwert von 0,2 mol IEq, 35 % im Unterboden. Von den karbonatbeeinflussten Böden trifft dies nur 1 bzw. 6 % der Probestflächen, der Rest fällt auf karbonatfreie Böden (Abb. V.25). Die höchsten Mg-Gehalte finden sich im humosen Oberboden, offenbar gekoppelt an die dort größere Gesamt-KAK und den Humusgehalt. Eine „von oben fortschreitende Verarmungsfront“, wie sie vielfach als Merkmal fortschreitender Versauerung beschrieben wird, ist jedenfalls nicht erkennbar.

Bessere Auskunft über die Mg-Sättigung gibt der prozentuelle Anteil des Mg-Belages an der gesamten Austauschkapazität (Tab. V.14). Nach ULRICH (1984) bedeuten Werte unter 2 % eine geringe Elastizität, Werte unter 1 % eine sehr geringe Elastizität der Waldökosysteme gegenüber Mg-Mangel. In diese Bereiche fallen, je nach Tiefenstufe, 11 bis 23 % bzw. 1 bis 10 % aller Böden. Keineswegs ist solche niedrige relative Mg-Sättigung auf saure Böden beschränkt. Unter den karbonatbeeinflussten ist der Anteil nicht geringer; dort wird das Magnesium von Calcium verdrängt (Tab. V.15).

Tabelle V.15: Austauschbares Mg als Prozentanteil an der Austauschkapazität; Verteilung der Bodenproben auf Klassen des Mg-Anteiles

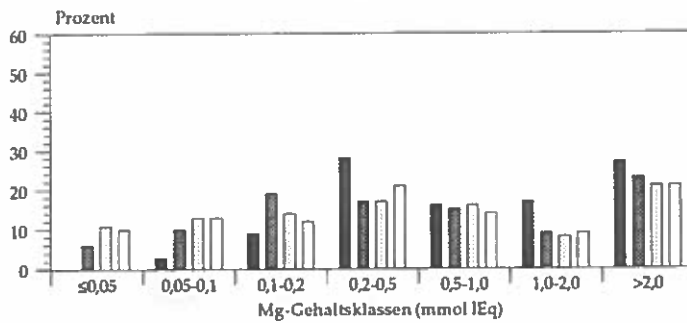
	<1,0	1,0-2,0	2,0-4,0	>4,0
Karbonatbeeinflusste Böden				
0-10 cm	1	12	12	75
10-20 cm	4	12	15	68
20-30 cm	7	17	10	5
30-50 cm	11	17	8	64
Karbonatfreie Böden				
0-10 cm	2	9	34	55
10-20 cm	7	19	29	45
20-30 cm	10	16	23	51
30-50 cm	10	11	17	63
Alle Böden				
0-10 cm	1	10	27	62
10-20 cm	6	17	24	53
20-30 cm	9	16	19	56
30-50 cm	10	13	14	63

Auch die relativen Mg-Gehalte sind im humosen Oberboden am höchsten. Durch die hohe Affinität des Magnesium an organische Substanz wird hier der oben genannte Grenzwert für sehr geringe Elastizität nur selten unterschritten.

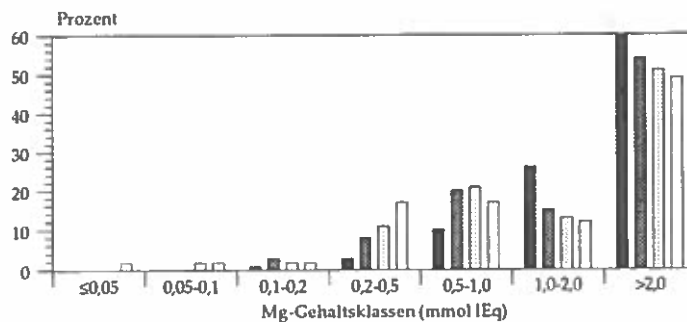
Guter Humuszustand bedeutet somit auch bessere Mg-Versorgung.

Seltener treten niedrige Mg-Werte in allen Horizonten eines Bodenprofils gleichzeitig auf. Bei 4 % aller Böden beträgt der Mg-Anteil am Ionenbelag in allen Tiefenstufen ab 10 cm Tiefe weniger als 1 %, bei 7 % der Böden unter 2 %. Im humosen Oberboden ist er auch in diesen Profilen stets höher. Nur bei etwa 1 % aller Böden werden diese Werte im gesamten Mineralbodenprofil unterschritten; noch seltener trifft dies gleichzeitig mit einem geringen Mg-Gesamtverrät zusammen.

alle Böden



karbonatbeeinflusste Böden



karbonatfreie Böden

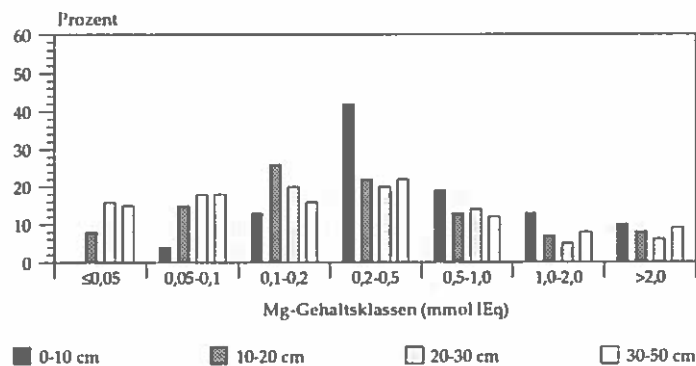


Abbildung V.25: Austauschbares Mg (mmol IEq/100g); Verteilung aller Bodenproben auf Klassen des Mg-Gehaltes

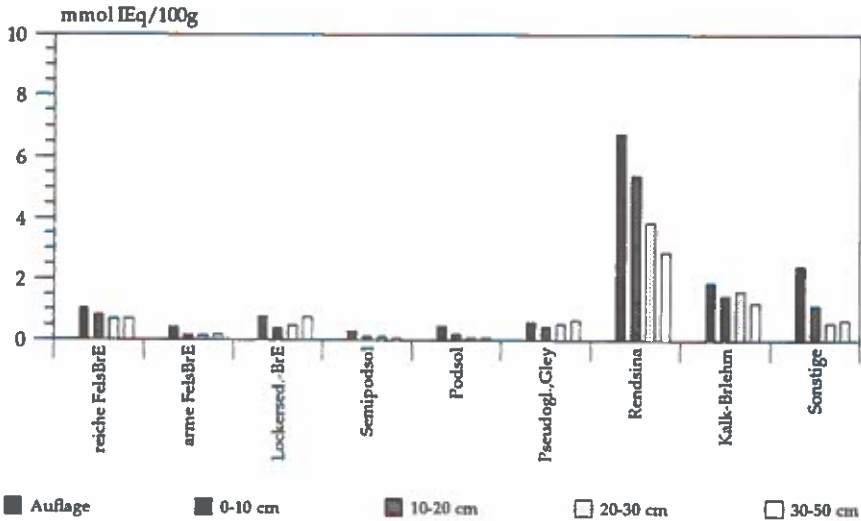


Abbildung V.26: Mediane des austauschbaren Mg (mmol IEq/100g FB) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Tabelle V.16: Austauschbares Mg als Prozentanteil an der Austauschkapazität; Mittel für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

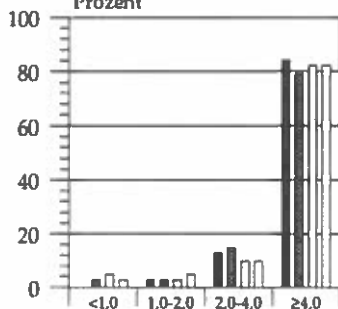
Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-Braunerde	7,4	9,1	8,8	9,6	8,4	10,2	10,7	11,8
arme Fels-Braunerde	3,9	5,7	3,1	4,8	3,9	5,5	5,9	8,4
Lockersed.-Braunerde	6,0	8,6	6,2	9,6	8,0	11,7	10,9	13,2
Semipodsol	2,6	4,1	1,8	3,4	1,9	3,3	2,7	4,6
Podsol	3,8	4,6	1,9	2,8	2,5	4,9	2,8	6,0
Pseudogley/Gley	6,4	8,0	5,7	9,3	6,5	9,8	9,8	12,9
Rendsina	14,2	12,4	16,4	13,0	14,7	12,8	14,9	12,0
Kalk-Braunlehm	7,5	10,6	6,8	10,5	6,6	10,4	8,3	9,9

Abb. V.26, Abb. V.27 und Tab. V.16 zeigen die Situation bei den einzelnen Bodentypen. Die niedrigsten Mg-Werte finden sich bei Semipodsol, Podsol und Ranker. Fast bei jedem Bodentyp kommen Relativegehalte unter 1 % KAK vor; bei den sauren Böden wegen Überschuß an Aluminium, bei Kalkböden wegen Überschuß an Calcium. Den höchsten Anteil an Profilen im Mangelbereich (ab 10 cm Tiefe) hat Semipodsol mit 22 % und Podsol mit 11 %. Hohe Mg-Anteile sind am häufigsten in basenreicher Braunerde und keineswegs in Rendsina, (Abb. V.27). Unter den Böden mit geringem Mg-Gesamtvorrat fallen hydromorphe Böden (Gley und Pseudogley) durch relativ hohe austauschbare Mg-Anteile auf.

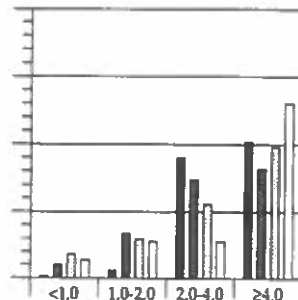
Unter den Ausgangsgesteinen dominieren bei den Mg-armen Böden nährstoffarmer Granit, Glimmerschiefer und Schotter, unter den Vegetationstypen Torfmoostyp, Astmoos-Heidel-

reiche FelsBrE

Prozent



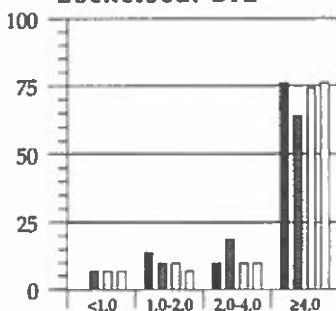
arme FelsBrE



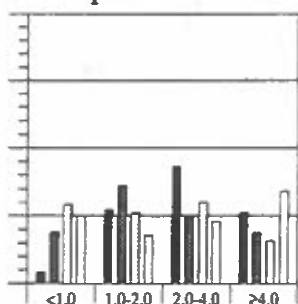
Tiefenstufen:



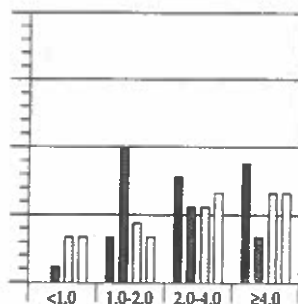
Lockersed.-BrE



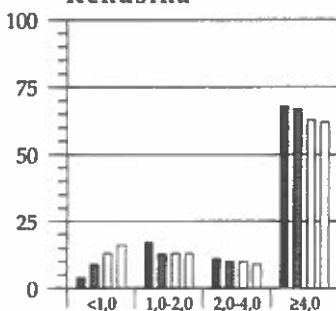
Semipodsol



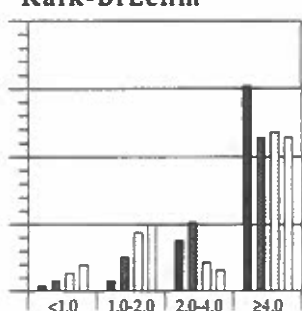
Podsol



Rendsina



Kalk-BrLehm



Pseudogley/Gley

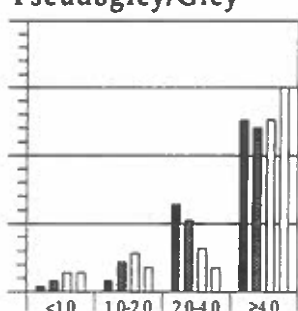


Abbildung V.27: Austauschbares Mg; Verteilung der Bodenproben auf Klassen des Mg-Gehaltes an der Austauschkapazität, getrennt nach Bodentypengruppen und Tiefenstufen

beer-Drahtschmiele-Typ, Drahtschmiele-Typ und *Calamagrostis villosa*-Vergrasung, es treten jedoch auch Sauerkleetyp und selbst Hochstauden auf sehr Mg-armen Böden auf.

Unter den Wuchsräumen ist der mediane Mg-Gehalt im Mühl- und Waldviertel am niedrigsten (Abb. V.28). Auch am Alpenostrand liegt er nur um unter 0,2 mmol IEq. Regionale Schwerpunkte niedriger Mg-Versorgung wurden im Wald- und Mühlviertel-Hauptkamm und -Nordrand, Weilharter Forst, Rottenmanner-Seckauer Tauern und Hausruck gefunden, sowie einige Punkte in den Kitzbühler Alpen. Die Netzdichte der Probestflächen ist aber bei weitem zu gering, um eine flächenmäßige Ausscheidung von Mangelgebieten zuzulassen.

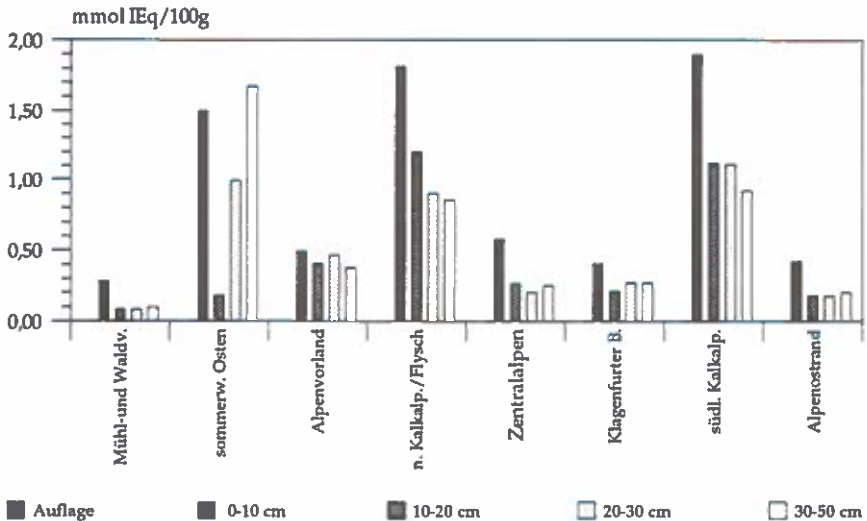


Abbildung V.28: Mediane des austauschbaren Mg (mmol IEq/100g) für Wuchsräume und Tiefenstufen

Als weiteres Kriterium der Mg-Versorgung gelten die Ca:Mg- und K:Mg-Verhältnisse. Einseitiges Angebot von Ca oder K kann auch bei höheren Mg-Gehalten die Mg-Aufnahme durch die Pflanze behindern (vgl. FIEDLER et al., 1973).

Karbonatböden sind zwar voll basengesättigt, aber das Ca:Mg-Verhältnis ist relativ weit. Mit zunehmend basischem Milieu wird Calcium fester gebunden als Magnesium. So kann selbst bei voll basengesättigten Böden das Mg-Angebot ins Minimum geraten.

In Kalk-Braunlehm wird Magnesium weitgehend von Calcium verdrängt, das mediane Ca:Mg-Verhältnis liegt dort in allen Horizonten über 10:1. In Rendzina beträgt trotz noch höherer pH-Werte dieses Verhältnis nur um 5:1, der hohe Humusgehalt begünstigt hier den Mg-Eintausch. In sauren Böden (magere Fels-Braunerde, Semipdosol, Podsol) beträgt das Ca:Mg-Verhältnis zwischen 2:1 und 3:1.

Für das K:Mg-Verhältnis nennen FIEDLER und REISSIG (1964) als Grenzwert 1,15:1, umgerechnet auf IEq. Die bei der WBZL gefundenen Werte liegen zum größten Teil unter diesem Quotienten, meist sogar unter 1. Der Grenzwert wird bei 11 % aller Probestflächen in einem Horizont, bei 3,5 % in allen Horizonten überschritten, darunter v.a. bei Semipdosol, ein weiteres Indiz für dessen Mg-Unterversorgung.

Die mittleren Quotienten der einzelnen Bodentypen differieren um fast zwei Zehnerpotenzen: In Rendsina wird Kalium fast gänzlich durch Magnesium verdrängt (K:Mg bis 1:80); dies ist einer der Gründe für den bei Rendsina verbreiteten K-Mangel. Bei gut gesättigten Mineralböden liegt das Verhältnis zwischen 1:4 und 1:10 (Kalk-Braunlehm), bei podsoligen Böden hingegen um und unter 1:2.

Die durchschnittliche Mg-Versorgung der österreichischen Waldböden ist dank der geochemischen Situation somit relativ günstig, verglichen etwa mit Deutschland, wo großflächiger, mit neuartigen Waldschädigungen in Zusammenhang gebrachter Mg-Mangel beobachtet wurde (HÜTTL, 1990).

Nach allen obigen Befunden - einschließlich Gesamtvorrat (s. Teil IV dieses Berichtes - MUTSCH, 1992) - sind etwa 55 % der österreichischen Waldböden gut mit Mg ausgestattet und weitere 20 % zumindest ausreichend mit Magnesium ausreichend versorgt.

Bei den restlichen 25 % der Waldböden sprechen eines oder mehrere Kriterien für die Möglichkeit der Unterversorgung, wobei die oft widersprüchlichen Einzelparameter eine konkrete Diagnose erschweren.

23 % der Böden weisen zumindest in einem Horizont Unterversorgung, 10 % erhebliche Unterversorgung mit Magnesium auf. Das entspricht knapp 380 000 ha Waldfläche, welche zumindest einer punktuellen Melioration bedürfen.

In jeder Hinsicht sehr Mg-arme Böden, d.h. Mangel an austauschbarem Magnesium in allen Horizonten und geringer Gesamtvorrat, sind in Österreich hingegen selten. Sie machen weniger als 1 % aller Probestflächen aus.

8.3 Austauschbares Kalium

Auch die Gehalte an austauschbarem Kalium variieren in den österreichischen Waldböden in sehr weiten Grenzen, von <0,01 bis 1,10 mmol IEq/100g, das entspricht <4 bis 430 ppm K. Das gleiche gilt für den mit Kalium besetzten Anteil des Ionenbelags mit <0,1 bis 21(!) % (Abb. V.29 und Tab. V.17). Die Mediane und Perzentil-Grenzen für K-Gehalte liegen bei karbonatbeeinflussten Böden höher als in karbonatfreien, der KAK-Anteil jedoch deutlich niedriger.

Tabelle V.17: Austauschbares K als Prozentanteil an der Austauschkapazität; statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
karbonatbeeinflusst								
0-10 cm	0,1	0,2	0,5	1,7	9,1	0,9	1,2	171
10-20 cm	0,1	0,2	0,4	1,4	14,8	0,8	1,4	157
20-30 cm	0,1	0,2	0,4	1,4	20,6	0,8	1,7	149
30-50 cm	0,0	0,2	0,5	1,3	21,2	0,8	1,8	141
karbonatfrei								
0-10 cm	0,4	0,9	1,8	3,2	6,5	2,0	1,0	331
10-20 cm	0,2	0,7	1,4	3,1	6,3	1,7	1,1	330
20-30 cm	0,3	0,7	1,5	3,6	15,6	1,9	1,5	328
30-50 cm	0,0	0,7	1,6	4,4	18,8	2,1	1,8	326

Der Gehalt an Kalium im Boden steigt mit zunehmendem Tongehalt. In tonhältigen Böden kann Kalium jedoch in nicht austauschbarer Form festgelegt werden (Kaliumfixierung), un-

abhängig davon, ob das Kalium pflanzenaufnehmbar bleibt oder nicht. Andererseits vermögen die Wurzeln zu einem hohen Anteil nicht austauschbar gebundenes K aufzunehmen, wobei der Nachschaffung aus dem Unterboden durch Tiefwurzler große Bedeutung zukommt. Besonders Kalium befindet sich in einem raschen biologischen Umlauf im Ökosystem. Es ist leicht beweglich, bei ausreichender Durchwurzelung ist der Auswaschungsverlust aber eher gering. Die Ernährung mit Kalium ist somit sehr komplex und der Versorgungsstatus kann nicht unmittelbar vom Gehalt an austauschbarem Kalium abgeleitet werden. Es gibt bisher auch kaum allgemein akzeptierte Richt- und Grenzwerte.

Nach SCHLICHTING (1966) werden Gehalte unter 0,2 mmol IEq/100g an „leicht verfügbarem K“, allerdings bei Analyse mittels der nur bedingt vergleichbaren DL-CAL-Methode, als gering eingestuft. Sowohl bei den karbonatfreien als auch bei den karbonathaltigen Böden liegen selbst die Medianwerte für die österreichischen Waldböden fast durchwegs unter dieser Schwelle.

PRITCHETT (1979) nennt für Waldböden 20-100 ppm K, das entspricht 0,05-0,25 mmol IEq/100 g, „offensichtlich ausreichend“ für Kiefernwälder auch 10 ppm (=0,02 mmol IEq/100g) (Abb. V.29). Die letztere Ziffer wird bereits von den 10er Perzentilen in allen Tiefenstufen überschritten. Andererseits werden die von SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1984) genannten hohen K-Gehalte in Tonböden von 1000 ppm selbst von den Maxima der WBZI bei weitem nicht erreicht.

Die Gehalte an austauschbarem Kalium wären in Österreich nach diesen Richtwerten im allgemeinen als mäßig bis niedrig einzustufen. Sehr niedrige Werte sind jedoch selten.

Sie nehmen im Gegensatz zu den Gehalten an Gesamt-Kalium sowohl bei den karbonatfreien als auch bei den karbonathaltigen Böden im Profil von oben nach unten hin ab. Bemerkenswert sind die deutlich höchsten Kaliumgehalte in der Tiefenstufe 0-10 cm, wohl wiederum durch spezielle Bindung des Kali an organischen Substanz und durch Bioakkumulation bedingt. Bei Angabe der Kaliergehalte als Relativanteil am gesamten Ionenbelag geht der Tiefengradient weitgehend verloren, zeigt aber immer noch etwas erhöhte Werte im humosen Oberboden. Diese Aussagen gelten auch bei getrennter Betrachtung der Bodentypen (Abb. V.30 und Tab. V.18).

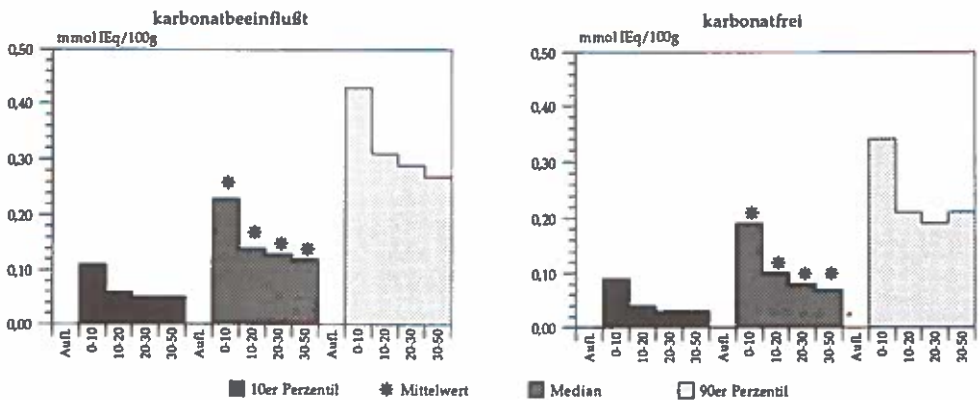


Abbildung V.29: Austauschbares K (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller Bodenproben, getrennt nach karbonatbeeinflussten und karbonatfreien Böden

Die geringsten Kaliumgehalte treten bei Semipodsol und Podsol auf, etwas höher sind sie bei den armen Fels-Braunerden. Alle anderen Bodentypen haben knapp doppelt bis dreimal so hohe Gehalte (Abb. V.30). Wesentlich abgeschwächt sind diese Unterschiede im humosen Oberboden (Stufe 0-10cm).

Umgekehrt liegen die Verhältnisse bei den Relativwerten bezogen auf die Austauschkapazität (Tab. V.18). Der relative K-Belag ist bei Rendsina mit Abstand am geringsten, gefolgt von Kalk-Braunlehm. Hier kommt die erwähnte Verdrängung durch Ca und Mg zur Geltung, die zu K-Mangelerscheinungen bei Kalkböden führen kann.

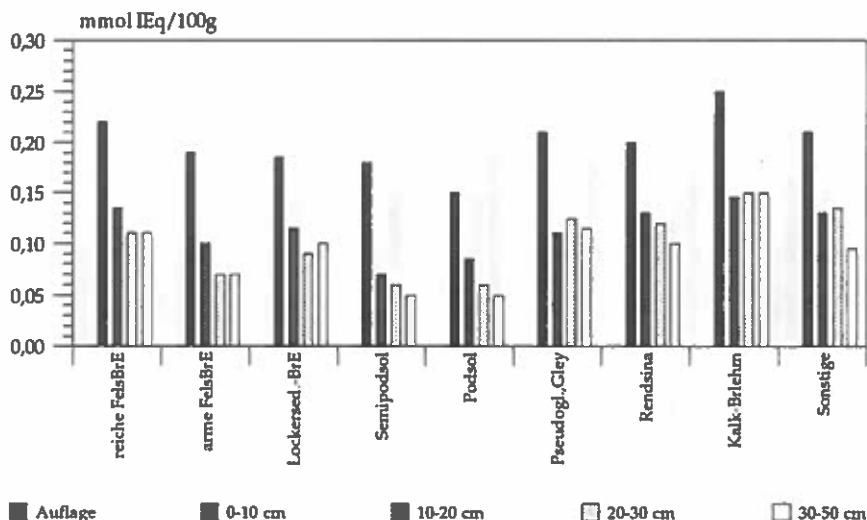


Abbildung V.30: Mediane des austauschbaren K (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Tabelle V.18: Austauschbares K als Prozentanteil an der Austauschkapazität; Mittel für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-Braunerde	1,8	1,9	1,4	1,7	1,5	1,6	1,3	1,8
arme Fels-Braunerde	1,9	2,2	1,7	2,0	1,7	2,2	1,7	2,7
Lockersed.-Braunerde	1,7	1,9	1,4	1,7	1,3	1,5	1,4	1,5
Semipodsol	1,5	1,8	1,2	1,5	1,2	1,9	1,5	2,2
Podsol	1,3	1,4	1,0	1,3	1,1	1,6	1,1	1,7
Pseudogley/Gley	1,8	1,8	1,5	1,6	1,4	1,6	1,4	1,6
Rendsina	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Kalk-Braunlehm	0,8	1,0	0,6	0,8	0,6	0,7	0,6	0,7

Das höchste relative K-Angebot bieten im Durchschnitt eher die sauren, armen Fels-Braunerden. Nach vielen Quellen muß ein weites Ca:K-Verhältnis nicht zu K-Mangel führen. Im Tiroler Bodenkataster (STÖHR et al., 1989) hingegen wurde eine deutliche Korrelation zwischen Ca:K-Verhältnis mit Kronenverlichtungen festgestellt.

Bei den Proben der WBZI schwanken die Ca:K-Verhältnisse zwischen 0,25 und 1850 (!) mit deutlicher Gruppierung nach den Bodentypen.

Bei der Verteilung auf Wuchsräume fallen die relativ hohen Mittelwerte im sommerwarmen Osten und die Minima im Klagenfurter Becken auf (Abb. V.31).

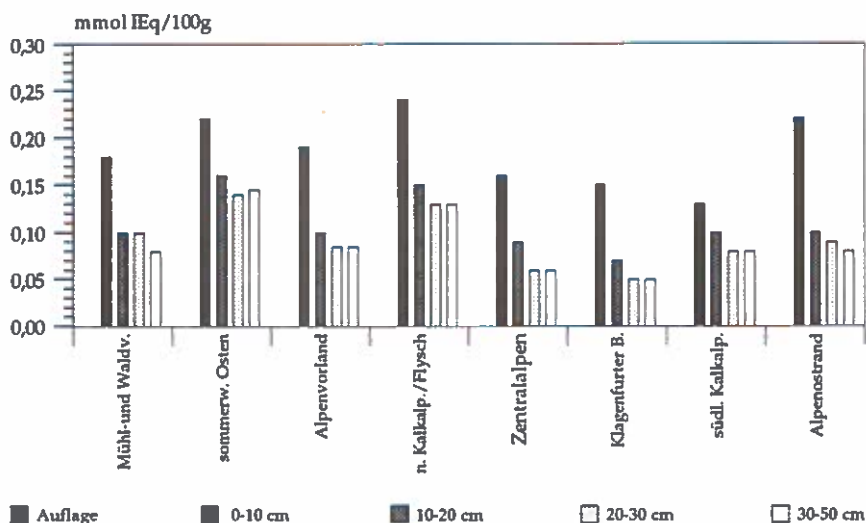


Abbildung V.31: Mediane des austauschbaren K (mmol IEq/100g) für Wuchsräume und Tiefenstufen

8.4 Austauschbares Mangan

Mangan liegt im Boden in mehreren Oxidationsstufen, als organischer Komplex und als austauschbares Mn^{2+} -Ion vor. Mit seinem Löslichkeits- und Austauschverhalten steht es zwischen den basischen Kationen einerseits und Aluminium und Eisen andererseits und ist dadurch möglicherweise ein besonders sensibler Indikator für aktive Versauerungsdynamik.

Bei hohem pH ist es nahezu unlöslich, nicht austauschbar und damit bei den karbonatbeeinflussten Böden am Austauscher nicht in meßbaren Mengen angelagert. In den karbonatfreien Böden reichen die Werte von 0 bis 2,00 mmol IEq. Der Anteil von Mangan kann bis über 10 % des gesamten Ionenbelages ausmachen (Tab. V.19).

Mit sinkendem pH-Wert geht Mangan rasch in Lösung und tritt als austauschbares Mangan in Erscheinung, geht aber bei weiterer Versauerung - im Gegensatz zu Aluminium und Eisen - bald wieder verloren. Die höchsten Gehalte an austauschbarem Mangan treten daher in einem

relativ engen Bereich der sauren Braunerde, nicht aber „darüber“ und „darunter“ in der Podsolierungsreihe auf (Abb. V.33 und Tab. V.20). Wenn der Anteil an Mangan hoch ist, kann darauf geschlossen werden, daß die Versauerung erst kurzfristig eingesetzt hat.

Daneben beeinflussen die Durchlüftungsverhältnisse maßgeblich den Anteil an leicht verfügbarem Mangan. In reduzierendem Milieu - schweren, staunassen und feuchten Böden - geht ein großer Teil des Mangan in austauschbare Form über. Hier wurden tatsächlich die Maxima und höchsten Mittelwerte an austauschbarem Mangan gefunden.

Da der Gesamtgehalt an Mangan - verglichen mit Aluminium und Eisen - recht gering ist, wird dabei der Mn-Vorrat bald erschöpft und kann ebenfalls ins Minimum geraten.

Dementsprechend kann in karbonathaltigen und gut durchlüfteten, trockenen Böden ebenso wie in extrem sauren Böden und bei hohem Gehalt an organischer Substanz Mn-Mangel auftreten (auf Kalkböden ist Mn-Chlorose verbreitet). Auch die Aufnahme durch die Pflanzen steigt mit sinkendem pH. Austauschbares Mangan korreliert recht gut mit dem Gesamtgehalt im Boden und den Blatt/Nadel-Spiegelwerten.

In der landwirtschaftlichen Literatur wird bei über 40 ppm austauschbarem Mangan nicht mit Mn-Mangel gerechnet (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1984), das entspricht 0,15 mmol IEq/100 g Boden. Dieser Wert wird vom Median der WBZI-Probeflächen in allen Tiefenstufen unterschritten. Andere Quellen nennen auch höhere Grenzwerte.

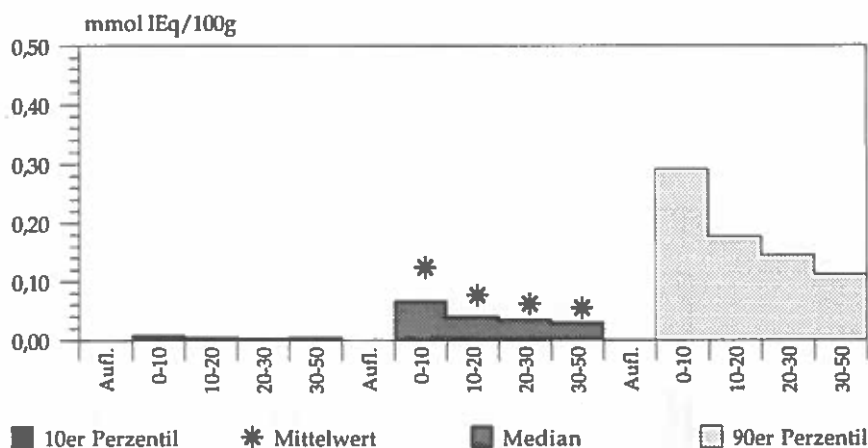


Abbildung V.32: Austauschbares Mn (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Tabelle V.19: Austauschbares Mn als Prozentanteil an der Kationenaustauschkapazität; statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden.

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	x	s _x	n
0-10 cm	0,0	0,1	0,7	2,9	10,0	1,2	1,5	331
10-20 cm	0,0	0,1	0,6	2,6	8,5	1,1	1,5	330
20-30 cm	0,0	0,1	0,7	2,9	10,9	1,2	1,6	328
30-50 cm	0,0	0,1	0,7	2,7	8,3	1,2	1,4	326

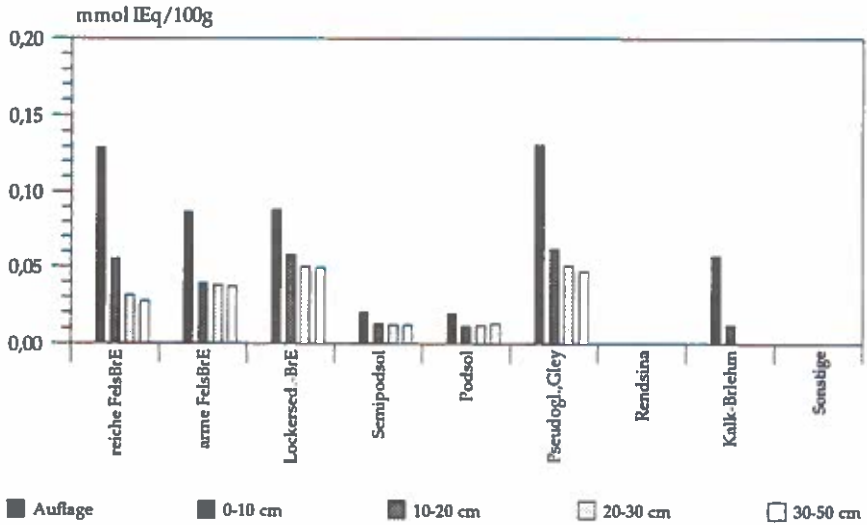


Abbildung V.33: Mediane des austauschbaren Mn (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

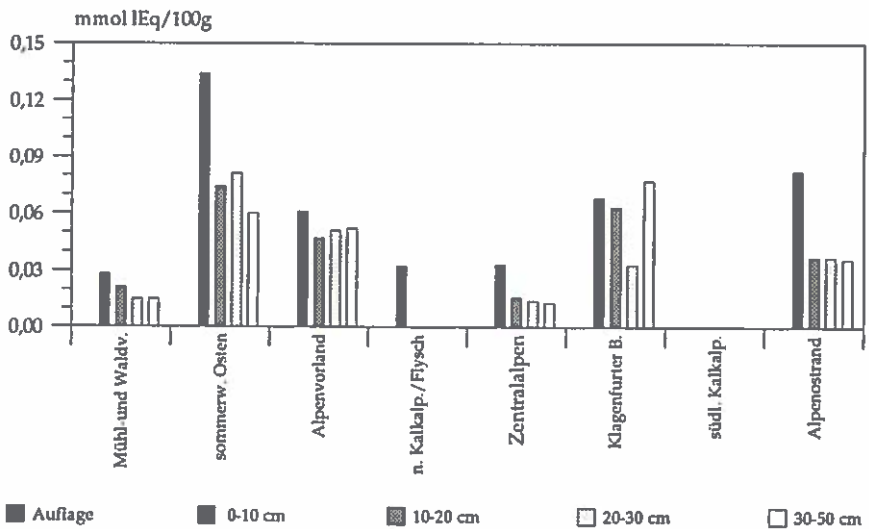


Abbildung V.34: Mediane des austauschbaren Mn (mmol IEq/100g) für Wuchsräume und Tiefenstufen

Die Medianwerte der einzelnen Bodentypen (Abb. V.33) und Wuchsräume (Abb. V.34) entsprechen den dargestellten Zusammenhängen. Bei Semipodsol und Podsol liegen die Mediane stets unter 0,02 mmol IEq; extrem niedrig liegen alle Werte bei Rendsina; am höchsten sind sie bei Pseudogley (Opok im sommerwarmen Osten, Alpenvorland!) und Lockersediment-Braunerde sowie reicher Fels-Braunerde im Humushorizont.

Nach diesen Daten bestehen in Österreich relativ verbreiteter Voraussetzungen für Manganmangel.

Tabelle V.20: Austauschbares Mn als Prozentanteil an der Austauschkapazität; Mittel für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-Braunerde	1,10	1,60	0,70	1,35	0,50	1,15	0,50	0,94
arme Fels-Braunerde	0,80	1,30	0,90	1,30	1,00	1,55	1,20	1,65
Lockersed.-BrE	0,90	1,25	0,80	1,15	0,80	1,10	0,70	0,96
Semipodsol	0,20	0,43	0,20	0,48	0,30	0,55	0,40	0,77
Podsol	0,20	0,38	0,10	0,51	0,30	0,73	0,50	0,74
Pseudogley/Gley	1,10	1,50	0,70	1,25	0,70	1,10	0,50	0,85
Rendsina	0,00	0,05	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Kalk-Braunlehm	0,40	0,62	0,00	0,30	0,00	0,22	0,00	0,19

8.5 Austauschbares Eisen

Im Gegensatz zu Mangan ist Eisen ein Makrobestandteil des Mineralbodens. Aber nur der - vergleichsweise geringe - Anteil an freien Oxiden und mobilen Fe-Ionen ist für die Bodendynamik relevant. Die Werte für austauschbares Eisen liegen zwischen 0 in neutralen und 2,4 mmol IEq/100g in sauren Böden. Die entsprechenden Relativanteile an der KAK betragen 0 bis 13 %.

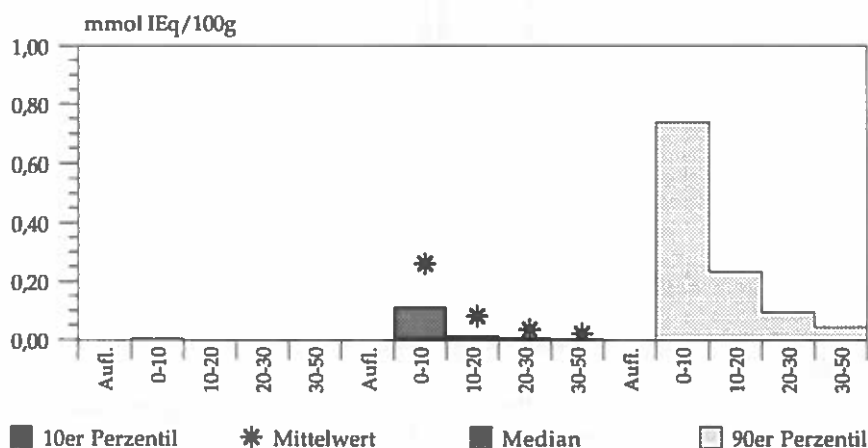


Abbildung V.35: Austauschbares Fe (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Tabelle V.21: Austauschbares Fe als Prozentanteil an der Austauschkapazität; statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	s_x	n
0-10 cm	0,0	0,1	1,3	5,4	12,7	2,1	2,3	331
10-20 cm	0,0	0,0	0,4	2,6	8,9	0,9	1,4	330
20-30 cm	0,0	0,0	0,2	1,7	6,1	0,6	1,0	328
30-50 cm	0,0	0,0	0,1	1,2	6,5	0,4	0,8	326

Tabelle V.22: Austauschbares Fe als Prozentanteil an der Kationenustauschkapazität; Mittel für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-Braunerde	0,1	0,7	0,1	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1
arme Fels-Braunerde	1,2	2,1	0,3	0,8	0,2	0,5	0,2	0,4
Lockersed.-Braunerde	0,3	0,9	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1
Semipodsol	2,9	3,5	1,0	1,7	0,6	1,1	0,5	0,8
Podsol	4,6	4,5	2,5	3,0	0,9	1,5	0,7	1,2
Pseudogley/Gley	0,3	1,1	0,1	0,3	0,0	0,2	0,0	0,2
Rendsina	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kalk-Braunlehm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

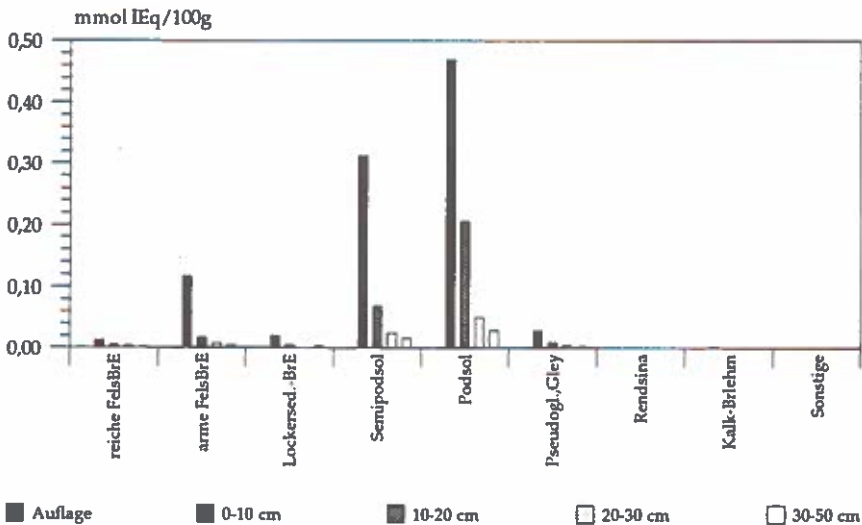


Abbildung V.36: Mediane des austauschbaren Fe (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

In stark sauren Böden treten Eisen und Protonen am Austauscher in den Vordergrund, während Mangan deutlich zurücktritt. Aluminium überdeckt hingegen den gesamten sauren und stark sauren Bereich. Die Bandbreiten entsprechen den in Abschnitt V.1 dargestellten Al- und Al-Fe-Pufferbereichen. An organische Substanz zeigt auch Eisen hohe Bindungsaffinität. Entsprechend charakteristisch ist die Verteilung auf die Bodentypen mit markantem Maximum im Podsol und stets wesentlich höheren Gehalten im Humushorizont. Abb. V.36)

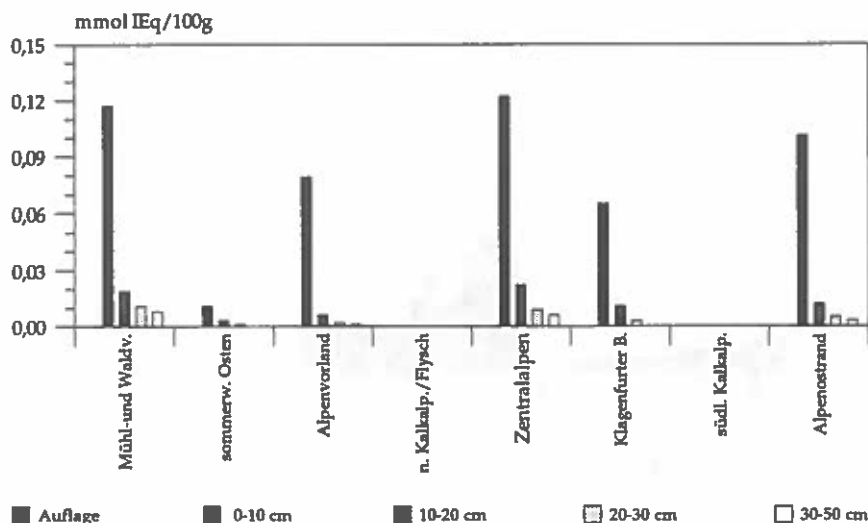


Abbildung V.37: Mediane des austauschbaren Fe (mmol IEq/100g) für Wuchsräume und Tiefenstufen

8.6 Austauschbares Aluminium

Dieses Kation wurde bereits im Zusammenhang mit der Basensättigung im Abschnitt 5 diskutiert. Als überwiegende Komponente des „sauren“ Kationenbelages entspricht es der Basensättigung komplementär. Es werden daher nur unkommentierte Daten dargestellt. Das Gleiche gilt für die austauschbaren Protonen (H^+). Die Staffellung der Beträge nach den Bodentypengruppen und Tiefenstufen mit Maximum im Oberboden von Semipodsol und Podsol dokumentiert gut das Konzept des Al-Pufferbereiches.

Ein gutes Maß für die „akute Versauerung“ gibt der Prozentanteil an Fe plus H^+ an der KAK. Werte über 2,5 % gelten nach ULRICH ebenso wie $pH(CaCl_2) \leq 3,8$ und $pH(H_2O) \leq 4,2$ als hohe Gefährdung. Werte von 2:1 und darunter sind durchaus häufig. Sie verteilen sich auf Podsol, aber auch auf Braunerden, insbesondere „arme“ Fels-Braunerden. Hier gilt sinngemäß das zur Basensättigung Gesagte.

Tabelle V.23: Austauschbares Al als Prozentanteil an der Austauschkapazität; statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
0-10 cm	0,0	14,2	69,6	84,9	93,6	60,7	26,2	331
10-20 cm	0,0	12,0	88,0	91,0	94,7	65,6	28,9	330
20-30 cm	0,0	11,9	75,9	91,7	95,3	63,4	29,0	328
30-50 cm	0,0	4,5	66,4	90,8	95,6	57,0	31,5	326

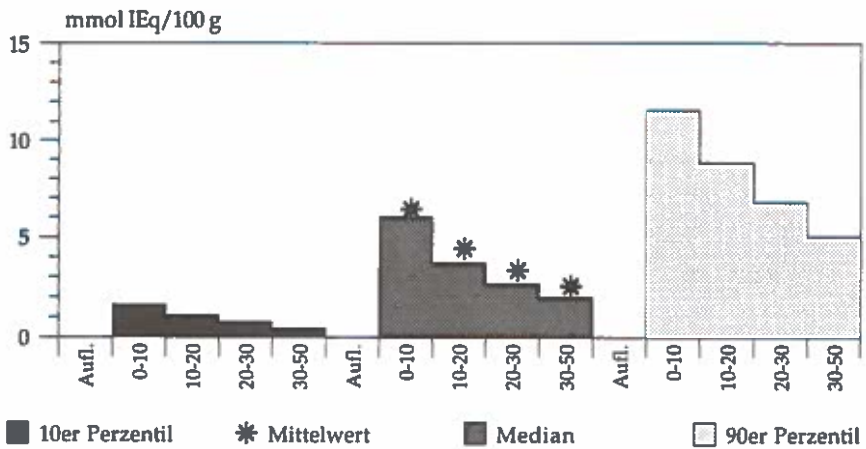


Abbildung V.38: Austauschbares Al (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

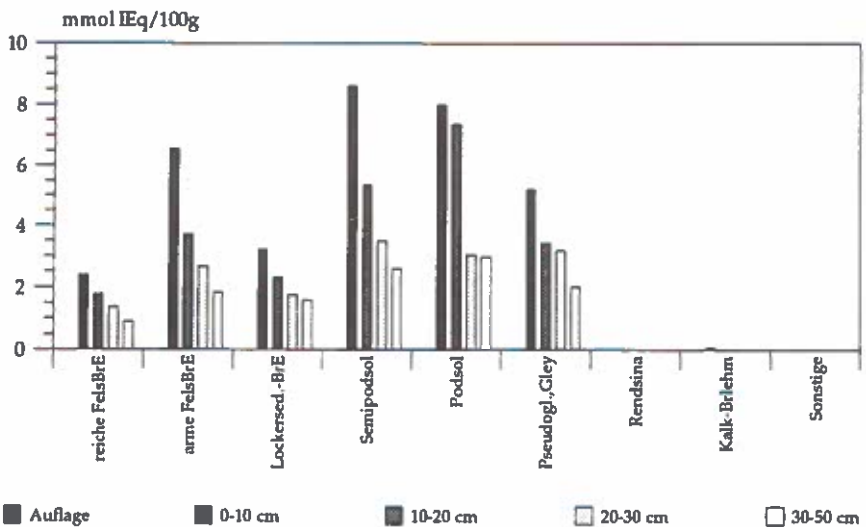


Abbildung V.39: Mediane des austauschbaren Al (mmol IEq/100g) für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Tabelle V.24: Austauschbares Al als Prozentanteil an der Kationenaustauschkapazität; Mittel für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-Braunerde	26,7	29,8	27,3	30,3	25,5	27,2	18,8	22,3
arme Fels-Braunerde	74,5	66,7	80,2	73,5	78,3	72,3	70,1	65,2
Lockersed.-Braunerde	49,4	42,4	53,2	44,7	37,1	40,8	16,2	35,5
Semipodsol	80,5	75,2	87,4	83,0	87,6	81,9	85,3	77,6
Podsol	73,4	71,4	84,9	82,6	82,6	79,3	81,7	73,4
Pseudogley/Gley	60,9	51,3	63,8	50,8	53,5	48,8	32,8	40,0
Rendsina	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Kalk-Braunlehm	0,1	8,1	0,0	7,7	0,0	3,7	0,0	1,3

Tabelle V.25: Austauschbares H^+ als Prozentanteil an der Austauschkapazität; statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Tiefenstufe	min	10-Perz	med	90-Perz	max	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n
0-10 cm	0,0	1,0	2,8	6,6	21,1	3,7	3,3	331
10-20 cm	0,0	1,0	2,3	4,3	27,0	2,6	2,2	330
20-30 cm	0,0	0,9	2,2	3,8	34,3	2,5	2,2	328
30-50 cm	0,0	0,5	2,2	4,0	21,4	2,5	2,0	326

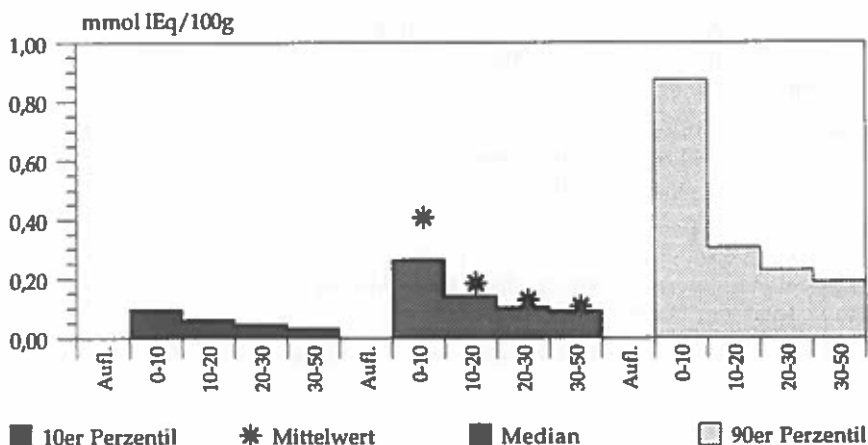


Abbildung V.40: Austauschbares H^+ (mmol IEq/100g); statistische Kennwerte aller karbonatfreien Böden

Tabelle V.26: Austauschbares H^+ als Prozentanteil an der Austauschkapazität; Mittel für Bodentypengruppen und Tiefenstufen

Bodentypengruppen	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-50 cm	
	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}	med	\bar{x}
reiche Fels-Braunerde	1,3	1,5	1,5	1,4	1,3	1,3	1,1	1,1
arme Fels-Braunerde	2,8	3,4	2,4	2,9	2,5	3,0	2,5	3,0
Lockersed.-BrE	2,4	2,6	2,0	1,9	1,8	1,7	1,4	1,4
Semipodsol	3,9	4,6	2,4	2,7	2,3	2,6	2,3	3,0
Podsol	5,0	7,4	2,6	3,2	2,2	2,5	2,3	2,6
Pseudogley/Gley	2,9	3,6	2,4	2,7	2,1	2,3	1,8	2,0
Rendsina	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kalk-Braunlehm	0,1	0,4	0,0	0,3	0,0	0,2	0,0	0,1

9 Literaturverzeichnis

- ANONYM, 1980: Forstliche Standortaufnahme. Arb. Kreis Standortkartierung 4. Aufl.: Landw. Verlag Hiltrup, Münster, S. 67 ff.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT, 1987: Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. GLA Fachberichte 2
- BILLET, M.F., FITZPATRICK, E.A. & CRESSER, M.C., 1990: Changes in the Carbon and Nitrogen Status of Forest Soil Organic Horizons between 1949/50 and 1987. Environmental Pollution 66, Elsevier, GB, S. 67-79.
- BLUM, W., DANNEBERG, O.H., GLATZEL, G., GRALL, H., KILIAN, W., MUTSCH, F. & STÖHR, D., 1986: Waldbodenuntersuchung, Geländeaufnahme, Probenahme, Analyse. Mitt. d. Österr. Bodenk. Ges. 31, Wien, 68 pp.
- BLUM, W.E.H., SPIEGEL, H. & WENZEL, W.W., 1989: Bodenzustandsinventur; Konzeption, Durchführung und Bewertung. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgehensweise in Österreich. Arge Bodenzustandsinventur d. Österr. Bodenk. Ges.; Bundesmin. f. Land- und Forstw., Wien, 95 pp.
- BLUM, W.E.H. et al., 1989: Bodenschutzkonzeption, Arbeitsgr. Bodenschutz der Österr. Bodenk. Ges., Bundesmin. f. Land- u. Forstw. Wien, 152 pp.
- DÄSSLER, H.G. & RANFT, H., 1989: Zur Änderung der Aciditätsverhältnisse im Oberboden sowie in Waldbächen. AFZ, 1989/7, S.176-180.
- ENDE, H.P. & ZÖTTL, H.W., 1990: Effects of magnesium fertilizer on the vitality and nutrition of European beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in the southern Black Forest of West Germany. Water, Air and Soil Pollution 54, S. 561-566.
- ENGLISCH, M., 1992a: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil II: Standort- und Bodenbeschreibung, Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168, 23-44.
- ENGLISCH, M., KARRER, G. & MUTSCH, F. 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil I: Methodische Grundlagen. Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 168, 5-22.

- EVERS, F.H., 1983: Orientierende Untersuchungen langfristiger Bodenreaktionsänderungen in südostdeutschen Düngungsflächen. *Der Forst- u. Holzwirt* 13, S.317-320.
- FIEDLER, H.J., & H. REISSIG, 1964: Lehrbuch der Bodenkunde VEB FISCHER, Jena, 267 pp.
- FIEDLER, H.J., NEBE, W. & HOFFMANN, F., 1973: Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. VEB Fischer, Jena, 481 pp.
- GEHRMANN, J., BÜTTNER G. & ULRICH, B., 1987: Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte in Nordrhein-Westfalen. *Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme*, Univ. Göttingen, B4, S. 1-233.
- GLATZEL, G., 1988: Waldbodenzustand und Waldbodensanierung. FIW- Symposium 1988. Waldsterben in Österreich. Theorien, Tendenzen, Therapien. Hrg.: E. Führer, F. Neuhuber. Univ. Bodenkultur Wien, 1988.
- HARTMANN, G., UEBEL, R. & STOCK, R., 1985: Zur Verbreitung der Nadelvergilbung an Fichte im Harz. *Forst- und Holzw.* 40, S. 286-292.
- HÜTTL, R.F., 1985: Neuartige Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen in Südwestdeutschland. *Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen* 16, 195 pp.
- HÜTTL, R.F., 1991: Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen*, 28. 440pp.
- JOHNSTON, A.E., GOULDING, K.W. & POULTON, P.R., 1986: Soil acidification during more than 100 years under permanent grass- and woodland at Rothamsted. *Soil Use and Management*, 2, (1), S. 3-10.
- KATZENSTEINER, K., 1992: Mineralstoffdüngung, Bodenzustand und Baumvitalität in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes. *FIW-Forschungsberichte 1992/1*; Österr. Ges. f. Waldökosystemforschung, Univ. Bodenk., Wien, 195 pp.
- KAUPPI, P. et al., 1985: Acidification of Forest Soils: A Model for Analyzing Impacts of Acidic Deposition in Europe, Version II, Cooperative Papers, IIASA, Laxenburg, Austria, 28pp.
- KILIAN, W. & MAJER, C., 1990: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probenahme. - *Berichte d. FBVA*, 58 pp.
- KREUTZER, K. & BITTERSÖHL, I., 1986: Stoffauswaschung aus Fichtenkronen (*Picea abies* L., Karst) durch saure Beregnung. *Forstw. Cbl.* 105, S. 357-363.
- LIU, J.C. & TRÜBY, P., 1989: Bodenanalytische Diagnose von K- und Mg-Mangel in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.). *Pflanzenern. u. Bodenkunde* 152, S. 307-311.
- MEIWES, K.J., KÖNIG, N., KHANNA, P.K., PRENZEL, J. & ULRICH, B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. *Ber. Forsch. Zentr. Waldökosysteme - Göttingen*, 7, S. 1-67.
- MUTSCH, F., 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Teil IV: Lithogene Hauptnährstoffe. *Mitt. d. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien*, 168, 59-88.
- PRENZEL, J., 1985: Verlauf und Ursachen der Bodenversauerung. *Zt.dt. geol. Ges.* 136, S. 293-302.

- PRITCHETT, W.L., 1979: Properties and Management of Forest Soils. John Wiley & Sons, New York - Toronto - Singapore, 90 pp.
- SCHEFFER F. & SCHACHTSCHABEL, P. , 1989: Lehrbuch der Bodenkunde, 12. Auflage, Verlag F. Enke, Stuttgart, 442 pp.
- SCHLICHTING, E. & BLUME, H.P. , 1966: Bodenkundliches Praktikum; Parey Hamburg-Berlin, 212 pp.
- SCHWERTMANN, V., SÜSSER P. & NÄTSCHER, L., 1987: Protonenpuffersubstanzen in Böden. Z. Pflanzenern. Bodenk., 150, S. 174-178.
- STÖHR, D., 1984: Waldbodenversauerung in Österreich Forschungsbericht ÖFV, Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Wien, Univ. f. Bodenkultur, 165pp.
- STÖHR, D., PARTL, H. & LUXNER, M., 1989: Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1988, Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck, 198 pp.
- TROEDSSON, T., 1980: Long-term changes of forest soils. Ann. Agric. Fenn. 19, S. 81-84.
- ULRICH, B., MEIWES, K.J., KÖNIG, N.& KHOMMER, P.K. , 1984: Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Forst- u. Holzwirt, Nr 11.
- ULRICH, B., 1983: Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des „sauren Regens“ Allgem. Forstzeitschr. 26/27, S. 670-677.
- ULRICH, B., 1986: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstw. Cbl. 105, S. 421-435.
- ULRICH, B., 1987: Stability, elasticity and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Ecol. Studies 61, S. 11-49.
- ULRICH, B., 1989: Waldökosystemforschung, Konzepte und Wege. Mitt. d. Deutsch. Verb. f. Wasserwirtsch. u. Kulturbau 17, S. 7-23.
- ULRICH, B., 1991: Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. Forst u. Holz 46/21, S. 575-588.
- ZÖTTL, H.W. & MIES, E. , 1983: Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. Allg. Forst.- u. J. Ztg. 154, S. 110-114.

Aus dem Publikationsverzeichnis der Forstlichen
Bundesversuchsanstalt

Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien

- | | | | |
|------|---------------|--|------------|
| 1988 | 160 | Müller, Ferdinand: Entwicklung von Fichtensämlingen (Picea abies (L.) Karst.) in Abhängigkeit von Ernährung und seehöhenangepasster Wachstumsdauer im Versuchsgarten Mariabrunn.
Preis ÖS 260.-- | 256 S. |
| 1988 | 161 | Kronfellner-Kraus, Gottfried; Neuwinger, Irmentraud; Ruf, Gerhard; Schaffhauser, Horst: Über die Einschätzung von Wildbächen - Der Dürnbach.
Preis ÖS 300.-- | 264 S. |
| 1988 | 162 | Recent Research on Scleroderris Canker of Conifers. IUFRO Working Party S2.06-02 - Canker Disease-Scleroderris. Proceedings of Meetings in Salzburg/Austria and Ljubljana/Yugoslavia, September 1986.
Preis ÖS 180.-- | 172 S. |
| 1989 | 163/I | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet.
Preis ÖS 300.-- | S. 1-224 |
| 1989 | 163/II | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet.
Preis ÖS 300.-- | S. 225-422 |
| 1990 | 163
/III | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet.
Preis ÖS 180.-- | 98 S. |
| 1990 | 164/I | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Historische Grundlagen.
Preis ÖS 180.-- | 167 S. |
| 1990 | 164/II | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Das Gesetz.
Preis ÖS 190.-- | 183 S. |
| 1990 | 164
/III/1 | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Die Organisation.
Preis ÖS 220.-- | 211 S. |
| 1990 | 164
/III/2 | Killian, Herbert: Der Kampf gegen Wildbäche und Lawinen im Spannungsfeld von Zentralismus und Föderalismus. Die Organisation.
Preis ÖS 140.-- | 133 S. |

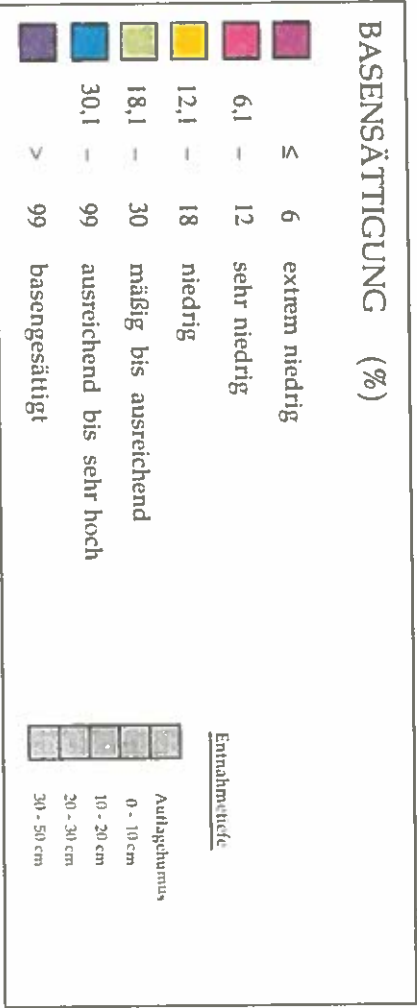
- | | | | |
|------|--------|--|--------|
| 1990 | 164 | Killian Herbert: Dokumente und Materialien zur Geschichte der Wildbach- und Lawinenverbauung in Österreich. Teil 1. | 184 S. |
| | /IV/1 | Preis ÖS 190.-- | |
| 1990 | 164 | Killian Herbert: Dokumente und Materialien zur Geschichte der Wildbach- und Lawinenverbauung in Österreich. Teil 2. | 118 S. |
| | /IV/2 | Preis ÖS 120.-- | |
| 1990 | 165 | Karrer, Gerhard; Kilian, Walter: Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge. Revier Sommerein. Mit einem waldbaulichen Beitrag von Krissl, Wolfgang; Müller, Ferdinand. | 245 S. |
| | | Preis ÖS 265.-- | |
| 1991 | 163/IV | Zum Waldsterben im Gleinalmgebiet. | 190 S. |
| | | Preis ÖS 230.-- | |
| 1991 | 166 | Zusammenfassende Darstellung der Waldzustandsinventur. | 265 S. |
| | | Preis ÖS 300.-- | |
| 1991 | 167/I | Strohschneider, Ilse: Mittelfristige Veränderungen des Bodenzustandes auf Exaktdüngungsversuchsflächen der FBVA. I. Teil: Unbehandelte Parzellen. | 200 S. |
| | | Preis ÖS 200.-- | |
| 1992 | 167/II | Strohschneider, Ilse: Mittelfristige Veränderungen des Bodenzustandes auf Exaktdüngungsversuchsflächen der FBVA. II. Teil: Gedüngte Parzellen und Vergleich gedüngter mit unbehandelten Parzellen. | 111 S. |
| | | Preis ÖS 115.-- | |
| 1992 | 168 | Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Band I und II | 247 S. |
| | | Preis ÖS 250.-- | |

Bezugsquelle

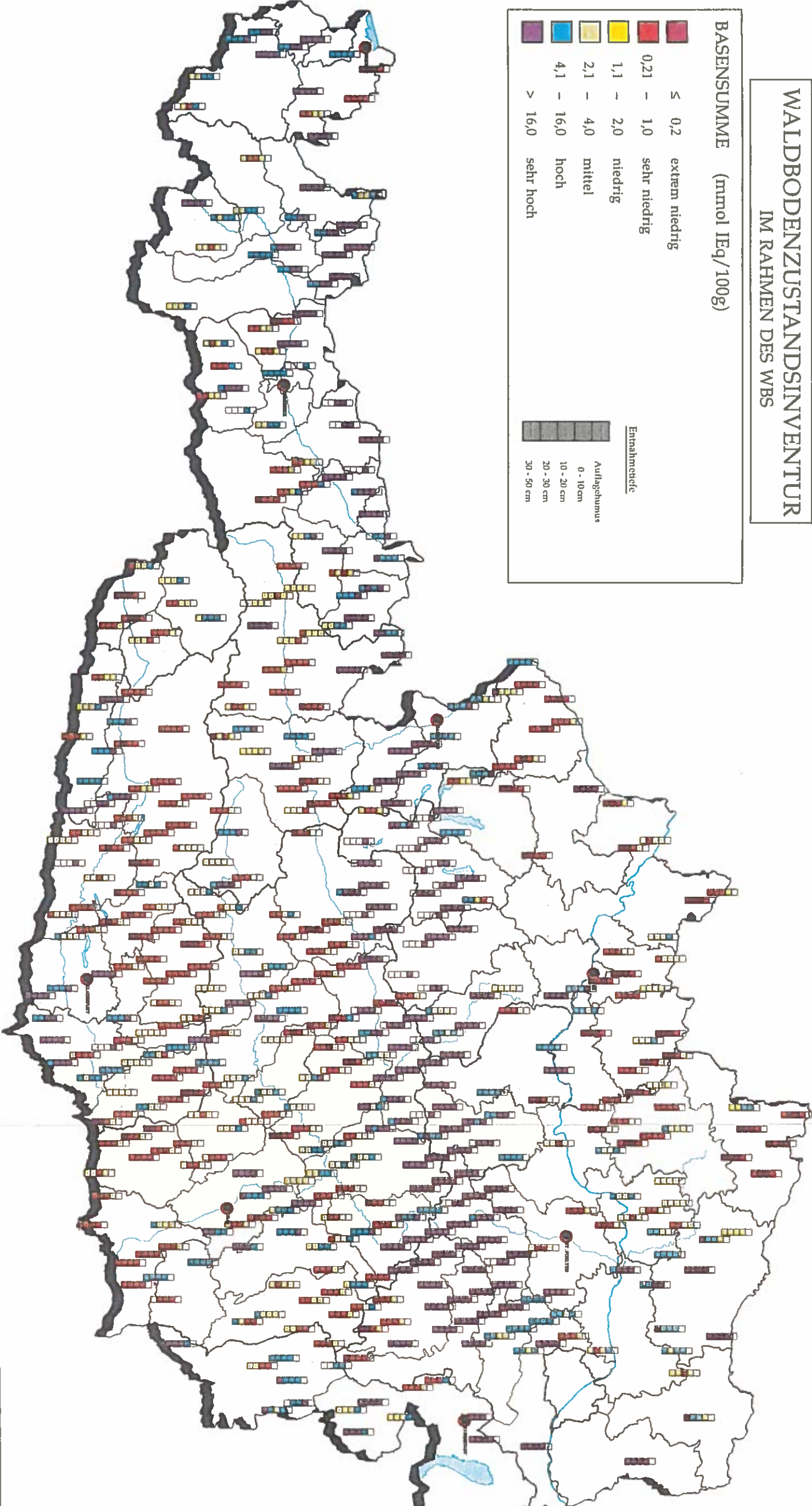
Ö s t e r r e i c h i s c h e r A g r a r v e r l a g

A-1141 Wien

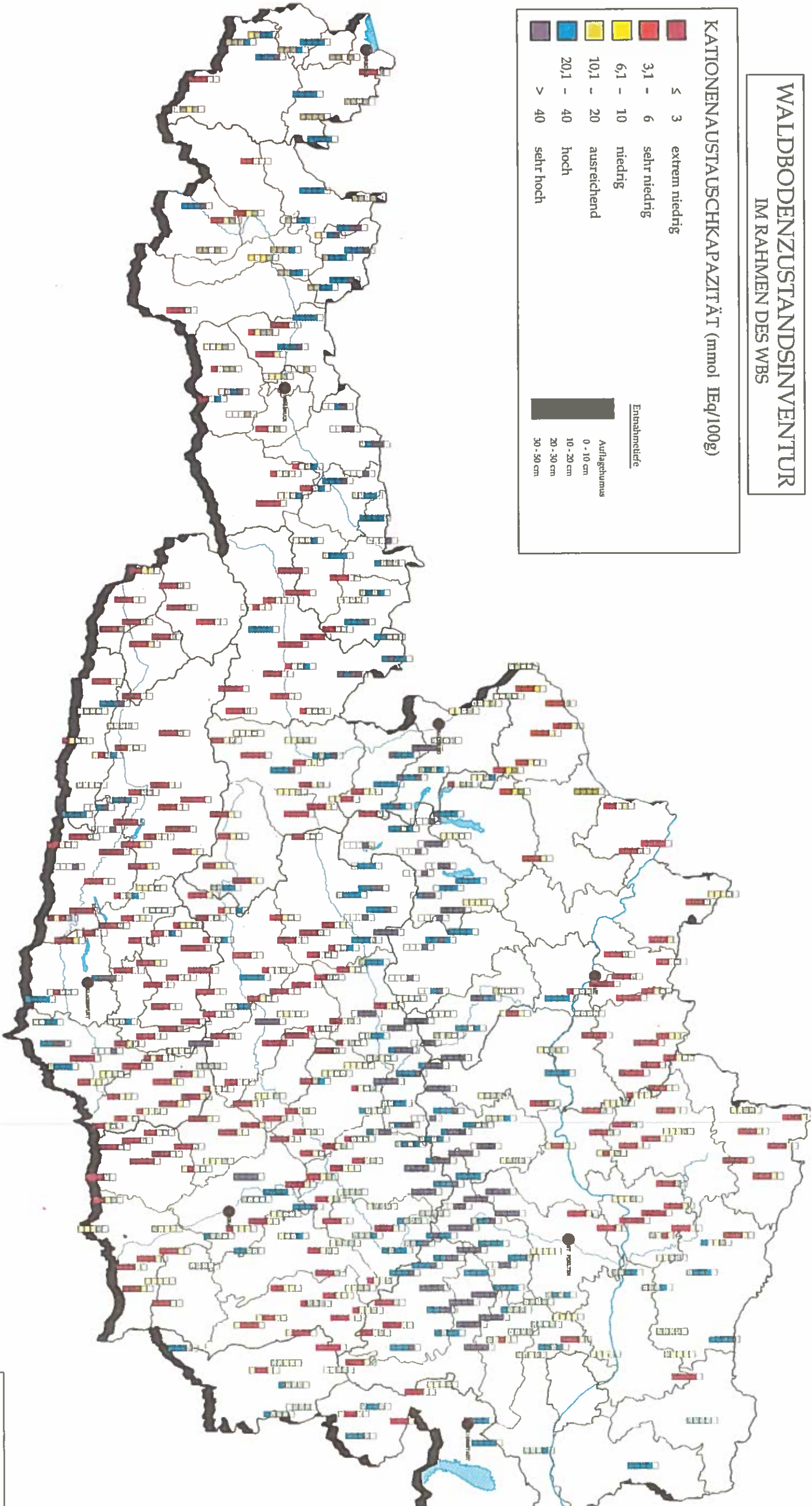
WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS



WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS



WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS



WALDBODENZUSTANDSINVENTUR IM RAHMEN DES WBS

