

BODENDAUERBEOBACHTUNG

Empfehlung für eine einheitliche Vorgangsweise in Österreich

W.E.H. Blum, A. Brandstetter, Ch. Riedler und W.W. Wenzel

Institut für Bodenforschung und Baugeologie
Abt. Bodenkunde der Univ. Für Bodenkultur

Wien, Juni 1996

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Projektleiterin: Sigrid Schwarz, Umweltbundesamt, Abt. Terrestrische Ökologie

Durchführung: W.E.H. Blum, A. Brandstetter, Ch. Riedler, W.W. Wenzel
Institut für Bodenforschung und Baugologie
Abt. Bodenkunde der Universität für Bodenkultur
Vorstand: O.Univ.Prof.DI.Dr.Dr.hc.Dr.hc. W.E.H. Blum

Kap. 7.3.: E. Kandeler, R. Margesin, R. Öhlinger und F. Schinner

Mitarbeit: F. Jockwer, E. Kandeler, M. Pfeffer, H. Sattler, S. Schwarz, B. Wimmer

Layout: H. Kaisersberger, E. Lössl

Ein Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Impressum

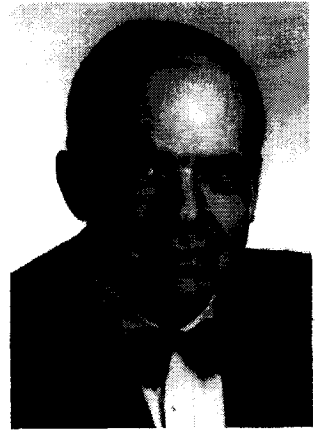
Medieninhaber und Herausgeber:
Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien

Druck: Fa. Riegeltechnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, Juni 1996
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-313-8

VORWORT

Seit Erscheinen der Broschüre „Bodenzustandsinventur“ im Jahre 1989, die als ein erster Schritt zur Vereinheitlichung von Methoden bei der Erfassung des physikalischen und vor allem des chemischen Bodenzustandes in Österreich gedacht war, haben sich die Methoden zur Analyse von Bodenveränderungen mit großen Schritten weiterentwickelt. Darüber hinaus wird zunehmend deutlich, daß eine einmalige Zustandsinventur zwar begrenzte Aussagen über Bodenbelastungen ermöglicht, aber keine Rückschlüsse darüber zuläßt, wie sich diese im Verlaufe kurzer bis mittlerer Zeitspannen verändern. Ebenso ist im Rahmen österreichischer wie internationaler Forschung deutlich geworden, daß auf Grund der begrenzten Empfindlichkeit vieler Analysenmethoden eine schnelle Wiederholung der länderspezifischen Zustandsinventuren zur Feststellung kurz- bis mittelfristiger Bodenveränderungen nicht sinnvoll ist, da hierdurch geringe, aber ökologisch bedeutsame Belastungen nicht erfaßt würden.



Da eine Erfassung kurz- bis mittelfristiger Veränderungen in terrestrischen Ökosystemen, vor allem in Böden zur Überwachung und Steuerung auf regionaler und nationaler Ebene immer dringlicher wird, auch für einen internationalen Vergleich, wird mit der „Bodendauerbeobachtung“ nunmehr ein methodischer Ansatz vorgestellt, der eine umfassende Beurteilung kurz- bis mittelfristiger Bodenveränderungen im Sinne eines „Monitorings“ ermöglicht.

Die vorliegende Broschüre ist damit nicht nur eine wesentliche Ergänzung der „Bodenzustandsinventur“, sondern enthält zusätzliche Untersuchungsansätze, wie z. B. Stoffflußmessungen und biologische Methoden, die vor allem kurzfristige Bodenveränderungen aufzeigen sollen.

Diese Broschüre dient der Vereinheitlichung von Bodendauerbeobachtungen auf nationaler Ebene und soll darüber hinaus einen Beitrag zur internationalen Methodenentwicklung liefern, vor allem in Hinblick auf eine vertiefte Zusammenarbeit mit der Europäischen Umweltagentur, zu deren wesentlichsten Aufgaben die Überwachung von Bodenveränderungen in der Europäischen Union gehört.

Die Autoren hoffen, damit einen weiteren Beitrag zum Schutz unserer Böden geleistet zu haben und danken für die vielen wertvollen, fachlichen Hinweise, Anregungen und Vorschläge von Personen und Organisationen.

o.Univ.Prof.Dipl.Ing.Dr.DDr.h.c. Winfried E.H. Blum

Generalsekretär der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft

DANKSAGUNG

Das Handbuch Bodendauerbeobachtung wurde im Institut für Bodenforschung erarbeitet und durch mehrfache Aussendungen und in Arbeitstreffen mit den fachlich betroffenen Landes- und Bundesdienststellen und der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft innerhalb eines Jahres inhaltlich abgestimmt. Dies konnte nur durch die große Bereitschaft zur Zusammenarbeit und durch die raschen Reaktionen in Form von Stellungnahmen und Anmerkungen realisiert werden. Ich möchte mich bei allen Beteiligten dafür herzlich bedanken.

Besonderer Dank für die fachliche Unterstützung gilt dem Präsidenten der ÖBG, Herrn Univ. Prof. DI Dr. Eduard KLAGHOFER sowie Herrn Univ. Doz. DI Dr. Otto DANNEBERG, Herrn DI Dr. Walter KILIAN und Herrn Univ. Prof. DI Dr. Othmar NESTROY.

Für Stellungnahmen und fachliche Ergänzungen möchte ich mich bei Dr. Karl AICHBERGER, Dr. Andreas BAUMGARTEN, DI Dr. Siegfried BLASL, DI Dr. Michael ENGLISCH, Univ. Doz. DI Dr. Martin GERZABEK, DI Dr. Hansjörg GOLLER, DI Alois GRUBER, DI Michael HAUPOLTER, Mag. Peter HOHENGASSNER, Univ. Doz. Othmar HORAK, DI Georg JURITSCH, Univ. Doz. Dr. Ellen KANDELER, Dr. Wolfgang KRAINER, Dr. Franz MUTSCH, DI Gottfried MOOSMANN, DI Dr. Dieter STÖHR, Dr. Walter TSCHINKEL

sowie bei meinen Kolleginnen und Kollegen im Umweltbundesamt Mag. Alarich RIB, Andrea DVORAK, DI Norbert ARZL, Dr. Elfriede KASPAROWSKI, DI Peter WEISS, DI Michael MIRTIL, Dr. Andrea HANUS, Dr. Gundi LORBEER, DI Wolfgang MOCHE, DI Peter SEIF, DI Manfred SCHNEIDER und für die praktische Unterstützung bei Hedi KAISERSBERGER, Gabor KISS und Lisa LÖSSL.

bedanken.

DI SIGRID SCHWARZ

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG.....	i
1 EINLEITUNG.....	1
2 ZIELE DER BODENDAUERBEOBACHTUNG.....	2
3 AUSWAHL UND EINRICHTUNG VON BODENDAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN.....	5
3.1 KRITERIEN ZUR FLÄCHENAUSWAHL	5
3.2 EINRICHTUNG EINER BODENDAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHE	6
3.2.1 Einmessung und Vermarkung.....	11
4 GRUNDUNTERSUCHUNGEN	13
4.1 STANDORT- UND BODENBESCHREIBUNG	13
4.1.1 Grunddaten	13
4.1.2 Allgemeine Standortsmerkmale	14
4.1.3 Spezielle Standortsmerkmale.....	14
4.1.4 Bodenbeschreibung	14
4.1.5 Nutzung und Bewirtschaftung.....	15
4.2 BODENPROBENAHE UND -TRANSPORT	16
4.2.1 Anlage von Bodenprofilgruben	16
4.2.2 Entnahme von Massenproben	16
4.2.3 Entnahme von volumsbezogenen Proben	17
4.2.4 Besonderheiten für die jeweiligen Analysengruppen.....	17
4.2.4.1 Physikalische Untersuchungen.....	17
4.2.4.2 Anorganisch-chemische Untersuchungen	17
4.2.4.3 Organische Schadstoffe	17
4.2.4.4 Biologisch-biochemische Untersuchungen (nur mineral. Oberboden)	18
4.3 PROBENAUFBEREITUNG UND -LAGERUNG	19
4.3.1 Trocknung, Siebung und Auswaage des Bodenskelettes	19
4.3.2 Vermahlen von Bodenproben.....	19
4.3.3 Probenaufbewahrung und -entnahme für Analysen.....	19
4.3.4 Bezugsbasis für Ergebnisse und Ofentrocknung	20
4.3.5 Behandlung von Proben zur Bestimmung von organischen Schadstoffen	20
4.3.6 Behandlung der Proben für biologisch-biochemische Untersuchungen	20
4.4 PARAMETERLISTE FÜR DIE GRUNDUNTERSUCHUNG	21
4.4.1 Physikalische und mineralogische Untersuchungen	21
4.4.2 Chemische und biologische Untersuchungen	21

5 DIREKTES MONITORING VON BODENVERÄNDERUNGEN.....	23
5.1 PROBENAHMEDESIGN UND FLÄCHENEINRICHTUNG.....	23
5.1.1 Probenahmedesign	24
5.1.2 Probenahmewiederholung	25
5.1.3 Erfassung und Einmessung der Fläche für ein direktes Monitoring.....	26
5.1.4 Prüfung der Flächenhomogenität.....	27
5.2 PRAKTISCHE DURCHFÜHRUNG DER PROBENAHME.....	27
5.3 STATISTISCHE GRUNDLAGEN.....	29
5.4 EINFLUSS DES PROBENAHMEDESIGNS AUF DIE ERGEBNISVARIABILITÄT	31
5.5 EINFLUSS DER ANALYTIK AUF DIE ERGEBNISVARIABILITÄT	32
5.6 EINFLUSS DES PROBENAHMEZEITPUNKTES AUF DIE ERGEBNISVARIABILITÄT	32
5.7 PROBENAHMEWIEDERHOLUNG.....	33
5.8 VERTIKALE PROBENAHME BEIM DIREKTEM MONITORING UND VERGLEICHBARKEIT DER DATEN AUS GENETISCHEN HORIZONTEN UND FIXEN TIEFENSTUFEN.....	34
5.8.1 Allgemeines.....	34
5.8.2 Theorie der 'equal area' - Splinefunktion.....	34
5.9 PHYSIKALISCHE VERÄNDERUNGEN	37
5.10 CHEMISCHE VERÄNDERUNGEN.....	38
5.10.1 Leitsubstanzen bzw. -parameter	38
5.10.2 Spezialuntersuchungen.....	39
5.11 BODENBIOLOGISCHE VERÄNDERUNGEN	39
5.11.1 Bodenbiologisch-biochemische Veränderungen	39
5.11.2 Bodenzoologische Veränderungen	40
5.12 VEGETATIONSUNTERSUCHUNGEN	40
6 INDIREKTES MONITORING VON BODENVERÄNDERUNGEN ÜBER STOFFFLUSSMESSUNGEN	41
6.1 STOFFEINTRAGSMESSUNGEN	42
6.1.1 Quantitative und qualitative Erfassung der Deposition.....	42
6.1.1.1 Erfassung des Freiland- bzw. Bestandesniederschlages	42
6.1.1.2 Erfassung des Stammabflusses	44
6.1.2 Quantitative und qualitative Erfassung von Streufall und Pflanzenrückständen	45
6.1.2.1 Erfassung des Streufalles.....	45
6.1.2.2 Erfassung von Pflanzenrückständen	45
6.1.3 Einträge über Düngemittel.....	45
6.1.3.1 Einträge über Wirtschaftsdünger.....	45
6.1.3.2 Einträge über Handelsdünger.....	45
6.1.4 Einträge über Pflanzenschutzmittel.....	45

6.2 INTERNE STOFFUMSETZUNGEN UND STOFFAUSTRAGSMESSUNGEN	46
6.2.1 Qualität der Bodenlösung	46
6.2.1.1 Gewinnung der Bodenlösung	46
6.2.2 Hydraulische Bedingungen - Bodenphysikalische Messungen zur quantitativen Abschätzung der Bodenwasserverhältnisse	48
6.2.3 Qualität und Quantität des Gebietsabflusses	48
6.2.4 Ernteprodukte	49
7 ANALYTIK	50
7.1 PHYSIKALISCHE UNTERSUCHUNGEN	52
7.1.1 Bestimmung der Korngrößenverteilung (Textur)	52
7.1.2 Bestimmung der Feststoffdichte	53
7.1.3 Lagerungsdichte (Rohdichte, Trockendichte)	53
7.1.3.1 Lagerungsdichte steinfreier Böden oder Böden mit geringem Steingehalt	53
7.1.3.2 Bestimmung der Lagerungsdichte bei steinreichen Böden	54
7.1.4 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im gesättigten Zustand des Bodens	55
7.1.4.1 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben	55
7.1.4.2 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im Feld	56
7.1.5 Bestimmung der Wasserstabilität von Aggregaten (Gefügestabilität)	56
7.1.6 Bestimmung der Wassergehalts-Saugspannungsscharakteristik von Böden (pF-Kurve)	57
7.1.7 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im wasserungesättigten Zustand des Bodens	58
7.1.8 Bestimmung des Wassergehaltes	58
7.1.9 Bestimmung der Saugspannung	59
7.2 CHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN	60
7.2.1 Anorganisch-chemische Untersuchungen	60
7.2.1.1 pH-Wert	60
7.2.1.2 Organischer Kohlenstoff	60
7.2.1.3 Carbonat	62
7.2.1.4 Gesamtstickstoff	62
7.2.1.5 Austauschbare Kationen und Kationenaustauschkapazität	63
7.2.1.6 Mobile Schwermetalle	66
7.2.1.7 Elemente im Säureaufschluß	71
7.2.1.8 Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)	72
7.2.1.9 Bestimmung von Fluor	72
7.2.2 Organisch-chemische Untersuchungen	72
7.2.2.1 LCKW - leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	73
7.2.2.2 Polychlorierte Biphenyle und andere schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	73
7.2.2.3 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	73
7.2.2.4 Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF)	73
7.3 BIOLOGISCH-BIOCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN	74
7.3.1 Biomasse	74
7.3.1.1 Material	74
7.3.1.2 Chemikalien und Lösungen	74
7.3.1.3 Bestimmungsansatz	74
7.3.1.4 Auswertung	75
7.3.2 Stickstoffmineralisation	75
7.3.2.1 Material	75
7.3.2.2 Bestimmungsansatz	75
7.3.2.3 Auswertung	76

7.3.3 Bodenatmung - CO ₂ -Freisetzung	76
7.3.4 Xylanase-Aktivität	76
7.3.5 Urease-Aktivität	76
7.3.6 Potentielle Nitrifikation	76
7.3.7 Potentielle Denitrifikation	77
7.3.8 Phosphatase-Aktivität	77
7.3.9 Arylsulfatase-Aktivität	77
7.3.10 Dehydrogenase-Aktivität	78
7.4 BODENZOOLOGISCHE METHODEN	78
8 DATENVERWALTUNG, AUSWERTUNG UND INTERPRETATION	83
8.1 DATENVERWALTUNG.....	83
8.2 STATISTIK	83
8.2.1 Darstellung der Ergebnisse	83
8.3 BODENKUNDLICH-GEOCHEMISCHE AUSWERTUNG UND INTERPRETATION	84
9 STANDORTSEMPFEHLUNGEN FÜR EIN DAUER-BEOBACHTUNGSFLÄCHEN - SYSTEM IN ÖSTERREICH	85
10 LITERATUR	94
ANHANG.....	101

ZUSAMMENFASSUNG

Das vorliegende Konzept zur Bodendauerbeobachtung ist als Vorschlag einer österreichweit einheitlichen Vorgangsweise zur Beobachtung von Veränderungen des Bodenzustandes gedacht.

Nachdem in den meisten Bundesländern Zustandsinventuren für landwirtschaftlich genutzte Böden vorliegen und österreichweit eine Waldbodenzustandsinventur durchgeführt wurde, sind in Rastern erhobene Daten über den Bodenzustand verfügbar. Diese stellen die Grundlage für die Beurteilung des Ist-Zustandes der Böden dar. Aus den Ergebnissen der Bodenzustandsinventur können jedoch keine Entwicklungstendenzen für den Boden abgeleitet werden. Bei einer Wiederholung der Bodenzustandsinventuren nach 10 Jahren muß davon ausgegangen werden, daß kurz- bis mittelfristige Veränderungen des Bodenzustandes statistisch zumeist nicht abgesichert werden können. Es erhebt sich somit die Frage nach aussagekräftigeren und kostengünstigeren Alternativen, um Veränderungen des Bodenzustandes zeitgerecht und sicher diagnostizieren zu können.

Als Instrument hierfür bietet sich die Einrichtung eines bundesweiten Netzes von Bodendauerbeobachtungsflächen an. Im Gegensatz zu Bodenzustandsinventuren handelt es sich dabei um punktuelle Erhebungen, die aufgrund des intensiveren Meßaufwandes Aussagen über kurzfristige Veränderungen von Bodeneigenschaften zulassen. Während die Bodenzustandsinventuren primär österreichweit die räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften erfassen, ist das Ziel der Bodendauerbeobachtung die exakte Erfassung der Bodenveränderungen im Laufe der Zeit. Hieraus ergibt sich eine Ergänzung der Bodendauerbeobachtung zu den bestehenden Bodenzustandsinventuren.

Die an den Bodendauerbeobachtungsflächen ermittelten Veränderungstendenzen werden für vielfältige Fragestellungen der Umweltpolitik, der Administration sowie der Wissenschaft dringend benötigt. Schwerpunktmäßig sollen damit Entscheidungsgrundlagen für einen vorsorgenden Bodenschutz auf Landes- und Bundesebene sowie für die EU und internationale Programme zur Verfügung gestellt werden. Durch das frühzeitige Erkennen von Veränderungen des Bodenzustandes ist es somit möglich, rechtzeitig geeignete legislative und administrative Maßnahmen im nationalen und internationalen Rahmen zu ergreifen, um unerwünschten Entwicklungen entgegenzuwirken.

Aus der Zieldefinition, die neben einer Überwachungs- und Kontrollfunktion die Vorhersage- und Steuerungsfunktion für einen präventiven Bodenschutz betont, ergibt sich die Notwendigkeit sowohl eines direkten als auch eines indirekten Bodenmonitorings. Unter direktem Monitoring verstehen wir die wiederholte Beprobung einer dauerhaft installierten Meßfläche,

als indirektes Monitoring wird die Messung von Stoffflüssen definiert. Während ein direktes Monitoring aufgrund der für Böden typischen zeitlich-räumlichen Variabilität nur im nachhinein zur Kontrolle herangezogen werden kann, ist mit Stoffflußmessungen und entsprechenden Vorhersagemodellen eine Früherkennung von Veränderungen des Bodenzustandes möglich. Eine Kombination beider Systeme wird daher der Zieldefinition am besten gerecht.

In der vorliegenden Broschüre werden Vorschläge zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen präsentiert, wobei die Einrichtung von Teilflächen für Grunduntersuchungen und das direkte Monitoring (physikalische, chemische und biologische Änderungen) sowie optional für Stoffflußmessungen vorgeschlagen wird (Kap. 3). Die im selben Kapitel erläuterten Kriterien zur Auswahl von Meßstellen münden in konkrete Standortempfehlungen für ein österreichweites Meßnetz an Bodendauerbeobachtungsflächen (Kap. 9), wobei auf deren vorläufigen Charakter hinzuweisen ist. Eine Festlegung von Standorten bedarf eingehender Diskussion und der Übereinstimmung zwischen den beteiligten Bundes- und Landesstellen. Grundsätzlich wird empfohlen, zunächst schwerpunktmäßig Dauerbeobachtungsflächen an solchen Standorten einzurichten, die sich durch hohe Sensitivität des Bodens bei zugleich hoher Belastung auszeichnen, sodaß in wenigen Jahren Veränderungen im Bodenzustand zu erwarten sind. Dementsprechend käme diesen Flächen Indikatorfunktion zu. Andererseits sollten auch Flächen an anthropogen wenig beeinflussten „Hintergrundstandorten“ eingerichtet werden, um die Veränderung des Bodenzustandes unter naturnahen Bedingungen zu erfassen. Aus dem Unterschied zwischen den Entwicklungstendenzen naturnaher und anthropogen stark beeinflusster Standorte könnte der anthropogene Beitrag zur Bodenstandsänderung abgeschätzt werden. Um eine landesweite Erfassung der Bodenveränderungen zu ermöglichen, sollten in einer weiteren Phase Bodendauerbeobachtungsflächen an Standorten eingerichtet werden, die für größere Regionen, z. B. Bodenlandschaften, repräsentative Ergebnisse erwarten lassen.

Weitere Kapitel des Konzeptes sind der Methodik für Grunduntersuchungen im Rahmen der Einrichtung und Erstbeprobung (Kap. 4), sowie für direktes (Kap. 5) und indirektes Monitoring mit Hilfe von Stoffflußmessungen (Kap. 6) gewidmet. Empfehlungen für ein bundesweit einheitliches Basisprogramm, das in jedem Fall durchgeführt werden sollte, werden durch Hinweise auf fragestellungsspezifische Zusatzuntersuchungen ergänzt. Soweit fachlich vertretbar, werden konkrete Methodenvorschriften empfohlen. Bei der Wahl der Methodik wurde neben fachlichen Argumenten die Vergleichbarkeit auch auf internationaler und multilateraler Ebene berücksichtigt, wobei insbesondere Vorschläge der Arbeitsgruppe Bodenschutz der Arge Alp, Arge Alpen-Adria und Arge Donau Eingang in das vorliegende Konzept fanden. Eine wesentliche Querverbindung besteht auch zu den Methoden der Bodenzustandsinventur, die sich sachlich aus der bereits erwähnten Komplementärfunktion der beiden Meßpro-

gramme ergibt. Besonderes Augenmerk wurde auf die Darstellung der Probenahmemethodik gelegt, da diese als Kern einer erfolgreichen Bodendauerbeobachtung gelten kann. Es wird darauf hingewiesen, daß die fachgerechte Standortwahl gemeinsam mit der Probenahme auch budgetär als vorrangig einzustufen ist, da Mängel in diesem Bereich den Wert aller nachfolgenden Untersuchungen schwer beeinträchtigen.

In Kapitel 7 sind die Meßmethoden detailliert beschrieben bzw. die Meßprinzipien unter Hinweis auf Schlüsselzitate kurz dargestellt. Die Ausführungen werden durch Hinweise auf Datenverwaltung, Auswerteverfahren und die fachgerechte Interpretation der Daten in Kapitel 8 ergänzt.

1 EINLEITUNG

Mit der Broschüre "Bodenzustandsinventur - Konzeption, Durchführung und Bewertung" wurde im Rahmen eines Arbeitskreises der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft ein Vorschlag zur Vereinheitlichung der in den einzelnen Bundesländern durchzuführenden Erstinventuren vorgelegt (Blum et al., 1988). Mittlerweile liegen Bodenzustandsinventuren für Vorarlberg (Amt der Vorarlberger Landesregierung, 1986), Tirol (Amt der Tiroler Landesregierung, 1988), Salzburg (Amt der Salzburger Landesregierung, 1993), Oberösterreich (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 1993), Niederösterreich (Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, 1994) und für Teile der Steiermark (Amt der Steiermärkischen Landesregierung, 1989, 1991, 1992, 1993; 1994 und 1995 müssen vom Landtag noch bewilligt werden) vor. Im Burgenland wird die Inventur derzeit durchgeführt und in Kärnten ist sie in Planung. Bei der Bodenzustandsinventur werden "punktförmig" Probenahmestellen erfaßt, die in einem 4 x 4 km Raster angeordnet sind, wobei regional dichter beprobt wurde. Darüberhinaus wurden von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt die Erhebungen einer österreichweiten Waldbodenzustandsinventur (8 x 8 km-Raster) veröffentlicht (Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, 1992). Die durchgeführten Untersuchungen liefern neben einer Inventarisierung grundlegender Bodeneigenschaften (z. B. Profilbeschreibungen, pH-Wert, organischer Kohlenstoff, Nährstoffversorgung u. a.) wesentliche Aussagen zur Schadstoffbelastung österreichischer Böden, wobei zunächst anorganische Belastungen im Vordergrund standen. Ähnliche Bodeninventuren - wenn auch mit abweichender Methodik - wurden auch in Deutschland (Grundinventur) und der Schweiz durchgeführt. Zurzeit wird in Österreich die Methodik für Bodenzustandsinventuren überarbeitet (Blum et al., 1996).

Umweltrelevantes Bodenmonitoring kann sich allerdings nicht mit einmaligen Bodenzustandserhebungen begnügen. Als Grundlage einer umfassenden Bodenschutzplanung (siehe Blum und Wenzel, 1989) sollte es folgende Aufgaben erfüllen (Alge und Wenzel, 1993):

- ➔ Überwachungs- und Kontrollfunktion
- ➔ Vorhersage- und Steuerungsfunktion

Eine direkte Überwachung und Kontrolle der Entwicklung des Bodenzustandes wäre durch Wiederholungsbeprobungen an den Meßstellen der Bodenzustandsinventur denkbar. Dem steht allerdings entgegen, daß aufgrund der kleinräumigen Variabilität von Böden und methodischer Probleme bei der Analyse von Belastungsgrößen selbst die Akkumulation von Schadstoffen mit hoher Depositionsrate (z. B. Pb) in vielen Fällen erst nach einigen Jahrzehnten statistisch signifikant erfaßt werden kann (Schweikle, 1991; Baccini und Steiger 1993). Bei der Erfassung langfristiger Veränderungen labiler Bodeneigenschaften (z. B. pH-Wert, mobile Schwermetallanteile) ist darüberhinaus eine zum Teil ausgeprägte saisonale Variabilität zu berücksichtigen (Wenzel et al., 1995a, 1995b). Eine gewisse Kompensation könnte nur über eine sehr hohe Probenzahl je Meßfläche erreicht werden. Dies würde den Aufwand jedoch stark erhöhen. Eine Kontrolluntersuchung erst nach mehreren Jahrzehnten durchzuführen würde bedeuten, daß durchaus relevante, z. T. negative Entwicklungstendenzen zu spät erkannt würden und die so erhobenen Daten für den vorsorgenden Bodenschutz von geringem Wert wären. Als Lösung des Problems bietet sich die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) an. Diese stellen sinnvolle und notwendige Ergänzungen an ausgewählten Flächen zu den flächendeckenden Bodenzustandsinventuren dar und können mit unterschiedlicher Intensität untersucht werden.

2 ZIELE DER BODENDAUERBEOBACHTUNG

Die an Bodendauerbeobachtungsflächen erhobenen Daten sollten grundsätzlich der Kontrolle wie auch der Prognose von Bodenveränderungen dienen.

Die dabei ermittelten Veränderungen des Bodenzustandes werden für vielfältige Fragestellungen der Umweltpolitik sowie der Wissenschaft benötigt:

- Entscheidungsgrundlage für den vorsorgenden Bodenschutz
- Datenbasis für regionale Stoffbilanzen (siehe Baccini und Steiger, 1993)
- Schaffung von regionalen Referenzstandorten für bodenphysikalische, -chemische und -biologische Untersuchungen im Rahmen von angewandten und grundlagenorientierten Forschungsprojekten
- Datenbasis für eine weiterführende Interpretation der Bodenzustandsinventuren

Im einzelnen gilt es, Prozesse, die zur Veränderung des Bodenzustandes und zur Degradation von Böden führen können, nach Richtung und Ausmaß zu quantifizieren. Die folgenden Bodenveränderungen und -belastungen können auf Bodendauerbeobachtungsflächen erfaßt, quantifiziert und prognostiziert werden:

- Bodenerosion
- Veränderung von physikalischen Bodeneigenschaften z. B. Bodenverdichtung, Veränderung der Bodenstruktur (Aggregatstabilität, Porenraum, etc.).
- Veränderung von anorganisch-chemischen Bodeneigenschaften z. B. Nährstoffgehalte, Schwermetallgehalte und -verfügbarkeit, Gehalte an Metalloiden und Fluor, Säureneutralisierungskapazität
- Anreicherung bzw. Verminderung von organisch-chemischen Schadstoffen z. B. PCBs, PAHs, Dioxine und Furane, diverse Pestizide, Mineralöle
- Anreicherung bzw. Verminderung von Radionukliden z. B. Cs-, Sr-, Ru-, Pu-, Ra-, und Rb-Isotopen
- Veränderung von bodenbiologischen Aktivitäten z. B. mikrobielle Biomasse

Eine Bodendauerbeobachtung muß die für eine Region als wesentlich vermuteten bzw. bekannten Belastungspfade erfassen. Im folgenden seien einige Beispiele angeführt:

Beispiel 1:

Monitoring des Bleieintrags und der Bleigehalte in Böden:

Der Rückgang der Bleiemissionen durch den Kfz-Verkehr nach gesetzlicher Einführung der Katalysatorpflicht, verbunden mit der Verwendung bleifreien Benzins für Ottomotoren, konnte z. B. in Deutschland bereits anhand verringerter Bleiimmissionen nachgewiesen werden. Es stellt sich jedoch die Frage, wie rasch der Boden in seiner Funktion als Puffer bzw. Speicher auf die verringerten Einträge durch Dekontamination reagiert, oder ob selbst die verringerten Einträge mittel- bis langfristig bei einem so immobilen Element wie Blei noch zu nennenswerter Akkumulation führen. Im vorliegenden Fall wäre eine Bodendauerbeobach-

tung ein Instrument der (Erfolgs-)Kontrolle für eine Maßnahme der Umweltpolitik, aber auch eine Entscheidungsgrundlage für weitere Maßnahmen für den Fall einer fortschreitenden (wenn auch verringerten) Immission.

Beispiel 2:

Monitoring der Bodenversauerung und ihrer Wirkung auf die Nährstoffverfügbarkeit und Schwermetallmobilität in Waldökosystemen:

Ausgehend vom derzeitigen Bodenzustand kann durch Input - Output - Messungen sowie Bodenlösungsmessungen in einzelnen Bodenhorizonten eine Prognose der Bodenversauerung (Tiefenverlagerung der Versauerungsfront) modelliert werden. Parallel durchgeführte Messungen von Schwermetallen und Nährstoffen in Bodenfestphase und Bodenlösung ermöglichen eine Vorhersage der Nährstoffverluste sowie der Metallmobilisierung Richtung Gewässer, beziehungsweise - bei Wiederholungsbeprobung in bestimmten Abständen - deren Kontrolle. Dieses Beispiel demonstriert den Wert eines Bodenmonitoringsystems für die Ableitung von Maßnahmen zur Erhaltung des Produktionspotentials der Standorte sowie des Gewässerschutzes.

Beispiel 3:

Bodenerosion:

Das Ausmaß der Bodenerosion ist sehr stark von der Landschaftsstruktur und von Bewirtschaftungsmaßnahmen abhängig. Der Erfolg von Umstellungsmaßnahmen (z. B. durch Förderung, Verordnungen etc.) auf umwelt- und damit bodenschonende Wirtschaftsweisen sowie die Wiederherstellung verlorener Landschaftsstrukturen kann sehr effektiv durch gut platzierte Bodendauerbeobachtungsflächen mit Einrichtungen zur Erosionsmessung kontrolliert werden.

Beispiel 4:

Flächenstillegung und Wiederaufforstung in Folge geänderter wirtschaftlicher Rahmenbedingungen (z. B. GATT, EU, ÖPUL, allgemeine wirtschaftliche Entwicklung):

Flächenstillegungen und Wiederaufforstungen infolge geänderter wirtschaftlicher Rahmenbedingungen bzw. im Rahmen von Förderungsprogrammen ("Ökoflächen") haben eine drastische Veränderung der Input - Output - Bilanzen an Nähr- und Schadstoffen sowie an Puffersubstanzen gegen die Bodenversauerung zur Folge. Ein gezieltes Monitoring von Vergleichsflächen in Produktion und solchen nach Bewirtschaftungsänderung gibt Auskunft über mögliche negative Entwicklungen des Bodenzustands. Wiederaufforstung und das Absetzen von Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen kann potentiell zu rascher Bodenversauerung und damit zur Mobilisierung der zuvor durch intensive Bewirtschaftung akkumulierten sowie der bodenbürtigen toxischen Metalle führen. Ein Monitoring verbunden mit einer Modellierung dieser Prozesse kann zeitgerecht ungewollte Entwicklungen aufzeigen und eine wesentliche Voraussetzung zur Ergreifung von Gegenmaßnahmen bilden.

Beispiel 5:

Umweltverträglichkeitsprüfung - Kontrolle der Umweltauswirkungen von Anlagen und Vorhaben laut UVP - Gesetz:

Durch die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen können die Auswirkungen von Vorhaben laut UVP-Gesetz (z. B. Industrie- oder Müllverbrennungsanlagen, Schnellstraßen) erhoben werden. Dies dient der Kontrolle, ob die durch die UVP vorgeschriebenen Anlagen den notwendigen Schutz des Bodens sicherstellen.

Beispiel 6:

Auswirkungen von Tourismus

Durch Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen auf touristisch stark frequentierten Flächen, die oft Bestandteil sehr sensibler Ökosysteme sind, wie z. B. Schipisten, können langfristige Bodenveränderungen aufgezeigt werden. In diesem Zusammenhang ist vor allem auf zunehmende Verdichtungen, verstärkten Oberflächenabfluß und somit höhere Erosionsneigung zu achten. Weiters sollten mögliche Veränderungen in den Vegetationsgesellschaften beobachtet werden. Eine Einrichtung einer BDF bei Neuanlage einer Schipiste könnte Aussagen über die Region hinaus ermöglichen.

3 AUSWAHL UND EINRICHTUNG VON BODENDAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN

3.1 KRITERIEN ZUR FLÄCHENAUSWAHL

Wie im Statusbericht Boden (Alge u. Wenzel, 1993) festgehalten wurde, ist der Aufbau eines österreichweiten Bodenmonitoringsystems ein wichtiger Schritt in Richtung eines nachhaltigen Bodenschutzes. Dieses Ziel soll mit einem bundesweiten Netz von Bodendauerbeobachtungsflächen erreicht werden.

Bei der Auswahl möglicher Standorte für die Einrichtung eines Bodendauerbeobachtungsnetzes in Österreich sollen folgende Kriterien berücksichtigt werden:

- Die BDF sollen in charakteristischen und flächig vorherrschenden (repräsentativen) **Landschaftsräumen** eingerichtet werden.
- Zur Beurteilung des **Nutzungseinflusses** sind BDF auf Acker-, Grünland- und Waldstandorten einzurichten.

Für die landwirtschaftlichen Flächen kommen BDF in den acht Hauptproduktionsgebieten in Betracht, während im Wald nach den neun Hauptwaldgebieten vorgegangen werden kann, wobei eventuell die Wuchsbezirke miteinbezogen werden.

- Die wichtigsten **Bodentypen** Österreichs sollen bei der Einrichtung der BDF berücksichtigt werden. Es geht hier v. a. darum, über die Häufigkeit ihres Vorkommens repräsentative Aussagen für möglichst große Einheiten zu treffen. Die geologische Situation sowie die Klimaräume können mit den Bodenlandschaften indirekt miterfaßt werden. Die Ergebnisse der Bodenschätzung, der Bodenkartierung, der forstlichen Standortkartierung sowie die Ergebnisse der Bodenzustandsinventuren sollen bei der Auswahl von Bodendauerbeobachtungsflächen herangezogen werden (siehe Kapitel 4).
- Weiters sollen Gebiete mit **unterschiedlichen Belastungen** (naturnahe Standorte - anthropogene Belastungsgebiete) verglichen werden. In Frage kommen sogenannte Reinluftgebiete und Schutzgebiete (z. B. Nationalparks) als Referenzflächen einerseits, sowie Gebiete mit anthropogener Belastung durch Luftschadstoffe und Protoneneintrag (Nah- und Ferntransport) andererseits.

Zusätzlich können BDF an Standorten errichtet werden, wo spezielle Probleme erwartet werden. Hierzu zählen Standorte mit hohen Schadelementgehalten im Boden (geogen oder anthropogen bedingt) ebenso wie Flächen, auf denen biogene Kommunalabfälle ausgebracht werden.

- Die Bodendauerbeobachtungsfläche muß möglichst homogen sein, um die räumliche Variabilität gering zu halten. Dies ist eine Voraussetzung um zeitliche Veränderungen statistisch auf einem hohen Signifikanzniveau absichern zu können.
- Grundsätzlich ist es günstig, BDF in **bestehende oder geplante Meßnetze** (Wetterstation, Luft- und Grundwassergütemeßstellen, Grundmeßnetz der Bodenzustandsinventuren) einzubinden. Dadurch würden bereits wichtige Daten für die Stoffflußmessungen und -modellierungen in Form langjähriger Zeitreihen zur Verfügung stehen.

Sollten Meßflächen in laufenden Forschungsprojekten (z. B. „Forschungsinitiative Waldsterben - FIW“) nicht als langfristig nutzbare Untersuchungsflächen eingerichtet worden sein, erscheint es günstiger, auf diese als BDF zu verzichten, da durch hohe Probenahmedichten und andere Beeinflussungen eine starke Störung dieser Flächen sehr wahr-

scheinlich ist. Eine Einrichtung in unmittelbarer Nähe kann sich jedoch aus obengenannten Gründen als günstig erweisen.

- Weiters ist darauf zu achten, daß die BDF langfristig genutzt werden können und Aufzeichnungen über frühere Nutzungen vorliegen (Fruchtfolge, Düngung, forstliche Bewirtschaftung).

Für eine Vorauswahl von möglichen Standorten zur Bodendauerbeobachtung wird empfohlen, zunächst von der Bodenlandschaftsverteilung über das Bundesgebiet unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Bodenzustandsinventuren auszugehen (siehe Kapitel 4). Die sorgfältige Auswahl und optimale Einrichtung einer geeigneten Fläche für die Bodendauerbeobachtung ist zeitaufwendig, jedoch von entscheidender Bedeutung für das Gelingen der Dauerbeobachtung. Eine übereilte Entscheidung aus Zeit- Spezialisten- oder Geldmangel kann den Erfolg der Dauerbeobachtung in Frage stellen. Dieser Schritt ist daher bereits bei der Planung entsprechend zu berücksichtigen.

3.2 EINRICHTUNG EINER BODENDAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHE

Bodendauerbeobachtungsflächen sind so einzurichten, daß die Ziele - Kontrolle der aktuellen Belastungen sowie Vorhersage daraus resultierender Risiken für wichtige Schutzgüter - langfristig erreicht werden können. Das führt beim direkten Monitoring von Bodenveränderungen zu einer Konfliktsituation zwischen intensiver Probenahme zur Reduktion der räumlichen Variabilität und der Forderung nach einer möglichst geringen Störung der Fläche in Hinblick auf die Wiederholungsbeprobungen über einen möglichst langen Zeitraum.

Das Untersuchungsprogramm für Bodendauerbeobachtungsflächen umfaßt drei wesentliche Teilaspekte (siehe auch Abb. 3.2.1):

- 1) **Grunduntersuchungen** dienen der Charakterisierung des Standorts sowie der wichtigsten Bodeneigenschaften und sind daher am Beginn der Einrichtung einer BDF durchzuführen.
- 2) **Direktes Monitoring von Bodenveränderungen mit wiederholter Probenahme auf einer exakt definierten Fläche:** Diese Beprobung hat in sinnvollen Abständen auf jeder Bodendauerbeobachtungsfläche zu erfolgen, wobei einige obligatorische Parameter zur Untersuchung festgeschrieben werden (Basisprogramm) sowie zusätzliche Untersuchungen in Abhängigkeit von der speziellen Situation durchgeführt werden können (Zusatzprogramm). Vorwiegender Zweck ist die Kontrolle von Bodenzustandsveränderungen sowie die Überprüfung von Prognosen darüber.
- 3) **Stoffflußmessungen** ermöglichen eine schnelle Erfassung von Bodenveränderungen über Ein- und Austragsmessungen und stellen gemeinsam mit den Daten der Grunduntersuchung eine Grundlage zur Modellierung und Vorhersage von Gefährdungen dar (**indirektes Monitoring**). Aufgrund des Aufwandes erscheint es sinnvoll, diese Messungen nur an ausgewählten Standorten durchzuführen.

Die Grunduntersuchungen zur Charakterisierung des Standortes sowie das direkte Monitoring ausgewählter Bodeneigenschaften sind in Form eines Basisprogrammes an allen Bodendauerbeobachtungsflächen durchzuführen. Die Auswahl der beobachteten Parameter beim direkten Monitoring kann über einige Basisparameter hinaus den spezifischen Standortsverhältnissen (z. B. Belastung durch bekannte oder vermutete Stoffe bzw. Verbindungen) angepaßt werden. Stoffflußmessungen und darauf aufbauende Modellierungen zur

Ermittlung von Bodenveränderungen (indirektes Monitoring) bedingen einen hohen zeitlichen Aufwand und können auf ausgewählte Schwerpunktfächen beschränkt werden (siehe Abb. 3.2.1, Tab. 3.2.1-3.2.3).

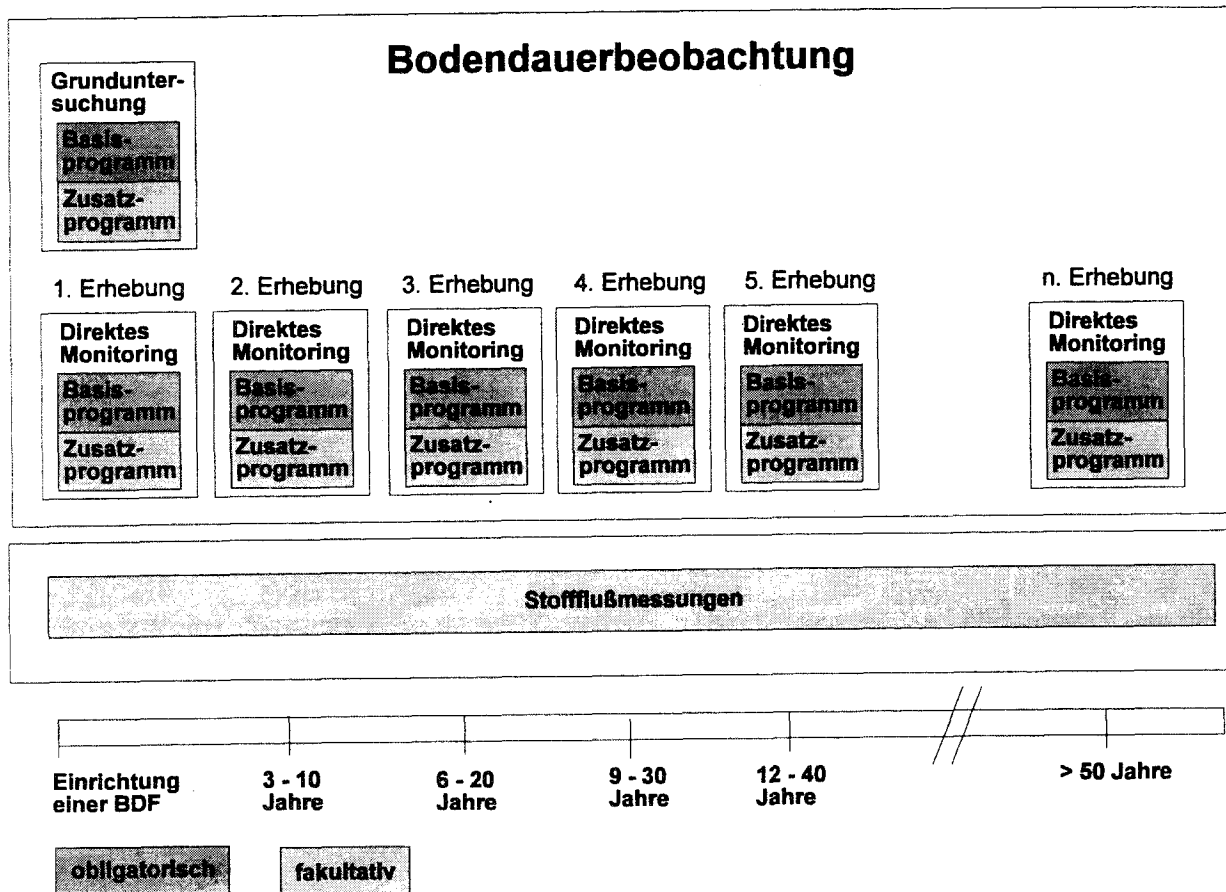


Abb. 3.2.1 Zeitlicher Verlauf der Untersuchungen für die Bodendauerbeobachtung. Das Basisprogramm der Grunduntersuchungen sowie des direkten Monitorings ist auf allen Flächen obligatorisch, während das Zusatzprogramm auf bestimmte Fragestellungen abgestimmt durchgeführt werden kann. Stoffflußmessungen werden nur an wenigen ausgewählten Standorten, dort jedoch kontinuierlich durchgeführt.

Tabelle 3.2.1: Parameter für die Grunduntersuchung.

In der letzten Spalte findet sich ein Hinweis auf den Probenahmeort (Abb. 3.2.2).

Grunduntersuchungen	Einmalig bei der Anlage einer BDF durchzuführen	Probenahme
Basisprogramm		
Grunddaten	siehe 5.1.1	
Allgemeine Standortmerkmale	siehe 5.1.2	
Spezielle Standortmerkmale	siehe 5.1.3	
Bodenbeschreibung	siehe 5.1.4 (Österreich und FAO)	Pr, Pr/B
Angaben zu Nutzung und Bewirtschaftung	siehe 5.1.5	
pF-Kurve		Pr
Gesättigte Wasserleitfähigkeit		Ph, Pr
Korngrößenzusammensetzung		Pr, Pr/B
Feststoffdichte		Pr, Pr/B
Lagerungsdichte		Pr
Skelettanteil		Pr, Pr/B
pH-Wert in CaCl ₂		Pr, Pr/B
Organischer Kohlenstoff		Pr, Pr/B
Gesamtstickstoff		Pr, Pr/B
Carbonatgehalt		Pr, Pr/B
Austauschbare Kationen und KAK		Pr, Pr/B
Nähr- u. Schadstoffe im Säureaufschluß (Königswasser, Salpeter-/Perchlorsäure)		Pr, Pr/B
Mobile Metalle		Pr, Pr/B
Mikrobielle Biomasse	nur im mineralischen Oberboden (Mischpr.)	Pr/B
Stickstoffmineralisation	nur im mineralischen Oberboden (Mischpr.)	Pr/B
Zusatzprogramm		
nach Maßgabe der Möglichkeiten bzw. bei spezif. Fragestellungen		
Mikromorphologische Eigenschaften		Pr
Tonminerale und Gesamtminerale		Pr, Pr/B
Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Zustand		
„Gesamtgehalte“ an Nähr- und Schadstoffen (Flußsäure, XRF, ...)		Pr, Pr/B
Pedogene Oxide		Pr, Pr/B
Anionen, Kationen und Leitfähigkeit im Wasser- auszug		Pr, Pr/B
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	nur im mineralischen Oberboden	Pr, Pr/B
Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	nur im mineralischen Oberboden	Pr, Pr/B
Polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	nur im mineralischen Oberboden	Pr, Pr/B
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane	nur im mineralischen Oberboden	Pr, Pr/B
Mikrobielle Atmung	nur im mineralischen Oberboden	Pr/B
Xylanaseaktivität	nur im mineralischen Oberboden	Pr/B
Bodentiere	nur im mineralischen Oberboden	Pr/B
Radionuklide		Pr, Pr/B

Fläche für: K = Saisonale Beprobung, L = Langfristige Beprobung, S = Stoffflußmessung, Pr = Bodenprofil
Pr/B = Kombinierte Probenahme aus Bodenprofil und Bohrkernen, Ph = Physikalische Feldmessungen

Tabelle 3.2.2: Untersuchungsmethoden beim direkten Monitoring.
In der letzten Spalte findet sich ein Hinweis auf den Probenahmeort (Abb. 3.2.2).

Direktes Monitoring	Wiederholungsuntersuchung	
Basisprogramm	an allen BDF in periodischem Abstand zu untersuchen	Probenahme
Lagerungsdichte		Ph
Wasserleitfähigkeit im gesättigten Zustand		Ph
pF - Kurve		Ph
Wasserstabilität von Aggregaten		Ph
pH-Wert in CaCl ₂		L, K
Organischer Kohlenstoff		L
Carbonat	falls bei Grunduntersuchung vorhanden	L
Gesamtstickstoff		L
Nährstoffe (Gesamtgehalte u. verfügbare Fraktionen)		L
Austauschbare Kationen und KAK		L
Mobile Metalle		L, K
Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluß (Königswasser, Salpeter-/Perchlorsäure)		L
Mikrobielle Biomasse	nur im mineralischen Oberboden	L, K
Stickstoffmineralisation	nur im mineralischen Oberboden	L, K
Vegetationsaufnahme	z.B. Frequenzanalyse	L
Zusatzprogramm	Bei spezifischen Gegebenheiten und Fragestellungen in periodischem Abstand zu untersuchen	
Echte Gesamtgehalte an Nähr- und Schadstoffen (Flußsäure, XRF, ...)		L
Anionen, Kationen und Leitfähigkeit im Wassereextrakt	LF bei Salzböden obligatorisch	L, K
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	nur im mineralischen Oberboden	L
Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	nur im mineralischen Oberboden	L
Polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	nur im mineralischen Oberboden	L
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane	nur im mineralischen Oberboden	L
Xylanase-Aktivität	nur Oberboden, Einfluß v. Kulturmaßnahmen, Beurteilung v. Schadstoffbelastungen	L, K
Urease-Aktivität	wie Xylanase	L, K
potentielle Denitrifikation	wie Xylanase	L, K
Phosphatase-Aktivität	wie Xylanase	L, K
Bodenatmung - CO ₂ -Freisetzung	nur min. Oberboden, Beurteilung v. Schadstoffbelastungen	L, K
potentielle Nitrifikation	nur min. Oberboden, Beurteilung v. Schadstoffbelastungen	L, K
Arylsulfatase-Aktivität	nur min. Oberboden, Beurteilung v. Schadstoffbelastungen	L, K
Dehydrogenase-Aktivität	nur min. Oberboden, Beurteilung v. Schadstoffbelastungen	L, K
Bodenzoologie	Oberboden (Auflage und mineralisch)	L, K
Erosionsmessungen	Feldmessungen	

Fläche für: K = Saisonale Beprobung, L = Langfristige Beprobung, S = Stoffflußmessung, Pr = Bodenprofil
Pr/B = Kombinierte Probenahme auf Bodenprofil und Bohrkernen, Ph = Physikalische Feldmessungen

Tabelle 3.2.3: Methoden für Stoffflußmessungen.

In der letzten Spalte findet sich ein Hinweis auf den Probenahmeort (Abb. 3.2.2).

Stoffflußmessungen (Indirektes Monitoring)	Ergänzende Untersuchungen an ausgewählten Flächen	
Stoffflußmessungen	laufend zu erfassen	Probenahme
Quantitative u. qualitative Erfassung der Deposition	Stoffeintragsmessungen	S
Pflanzenrückstände, Laubfall, etc.	Stoffeintragsmessungen, Umsetzung	S
Einträge über Düngemittel	Stoffeintragsmessungen	S
Einträge über Pflanzenschutzmittel	Stoffeintragsmessungen	S
Bodenlösungskonzentrationen	Bodeninterne Stoffumsetzung	S
Erosionsmessung	laterale Massen- und Stoffverlagerung	S
Wassergehalt	am besten kontinuierliche Erfassung	S, (Ph)
Saugspannung	im Gelände	S
Quantitative und qualitative Erfassung von Vorflutern	Stoffaustrag	
Ernteprodukte	Stoffaustrag (Messung oder Berechnung mit Literaturdaten)	S
Hilfsparameter		
Wassergehalt-Saugspannungscharakteristik (pF-Kurve)	einmalig zur Modellierung der Wasserflüsse	Ph
Wasserleitfähigkeit gesättigt und ungesättigt	einmalig zur Modellierung der Wasserflüsse	Ph

Fläche für: K = Saisonale Beprobung, L = Langfristige Beprobung, S = Stoffflußmessung, Pr = Bodenprofil
Pr/B = Kombinierte Probenahme auf Bodenprofil und Bohrkernen, **Ph** = Physikalische Feldmessungen

Bei der Anlage von Bodendauerbeobachtungsflächen sind folgende Bodenmeßstellen einzurichten (fettgedruckt bedeutet obligatorisch):

- **Bodenprofil für Beschreibung, ungestörte (volumenbezogene) Probenahme, etc. (Pr).** Die Grunduntersuchungen können am Bodenprofil durchgeführt werden. Bei sehr heterogenen Bodenverhältnissen empfiehlt es sich, mit einer Kombination aus Bodenprofil mit einer repräsentativen Anzahl von Bohrkernen zu arbeiten (Pr/B).
- **Fläche für wiederholte Probenahme zur Feststellung** von saisonalen Schwankungen sowie **der langfristigen Veränderung** des physikalischen, chemischen und biologischen Bodenzustandes, (**L, K**)
- Fläche zur Installation von Saugsonden zur Gewinnung der Bodenlösung (**S**)
- Fläche zur Stoffeintragsmessung (**S**) (kann mit der für Stoffaustragsmessungen kombiniert sein)
- Fläche zur Bestimmung bodenphysikalischer Kennwerte im Gelände (**Ph**) (z. B. Wasserleitfähigkeitsbestimmung).
- Eventuell kann eine Fläche zur Messung von Ausgasungen reserviert werden.

- Um Stoffausträge besser modellieren zu können, soll die BDF nach Möglichkeit in einem hydrologisch gut definierten und klar abgegrenzten Wassereinzugsgebiet mit einer Größe von 10 bis maximal 1000 ha angesiedelt werden (Pylvänäinen, 1993).

Eine mögliche räumliche Anordnung der einzelnen Untersuchungsflächen einer BDF kann Abb. 3.2.2 entnommen werden. Bei Hanglagen ist zu beachten, daß die tieferliegenden Flächen nicht von Aktivitäten höher gelegener beeinflusst werden. Die Buchstaben im Kreis beziehen sich auf Tabelle 3.2.1 - 3.2.3.

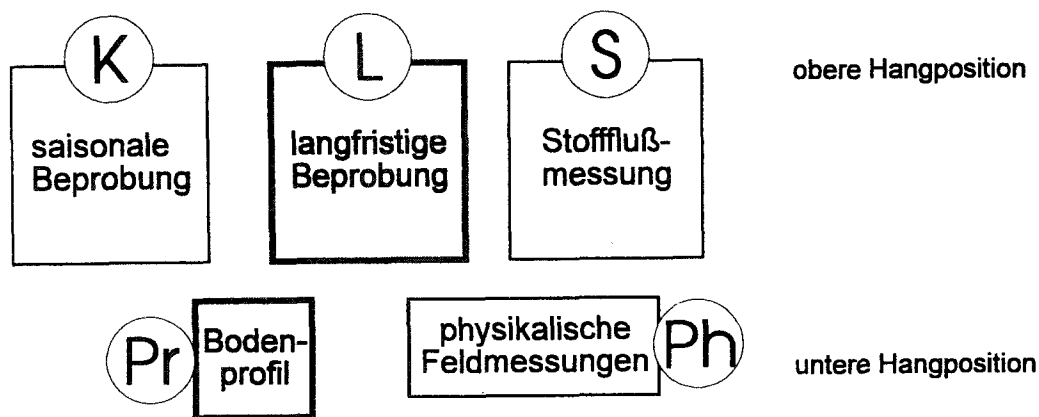


Abb. 3.2.2: Mögliche Anordnung der Versuchsflächen (schematisch).

Mindestens eine **Profilgrube** (Pr) (günstig wären vier) zur Erhebung der Bodeneigenschaften sowie eine Fläche für **direktes Monitoring** (L) von Veränderungen sind für alle Bodendauerbeobachtungsflächen vorzusehen. Anstelle eines oder mehrerer Profile kann eine Kombination von Profil und Bohrkernen verwendet werden, wobei zu beachten ist, daß die Bohrkern nicht direkt aus der Untersuchungsfläche genommen werden dürfen.

Schon vor der Errichtung einer Bodendauerbeobachtungsfläche ist vertraglich zu fixieren, daß der Besitzer bzw. Bewirtschafter über alle relevanten Bewirtschaftungsmaßnahmen Aufzeichnungen anfertigt. Dies betrifft v. a. Stoffein- und -austräge (siehe Kapitel 6.1.2, 6.1.3, 6.1.4, 6.2.4).

3.2.1 Einmessung und Vermarkung

Die Untersuchungsstellen müssen exakt eingemessen (Rechts- und Hochwerte sind anzugeben) und dauerhaft markiert werden. Diese Einmessung erfolgt von einem kartographisch eindeutig definierten Fixpunkt aus, unter Verwendung von Kompaß und Maßband bzw. Relaskop. Weiters ist ein genauer Lageplan zu erstellen. Der Lageplan, der aufgrund der Vermessung der Einrichtungen erstellt wird, soll am besten in einem Geoinformationssystem im Maßstab 1:100 angefertigt werden. Von der Stelle, wo die Markierung angebracht ist, sind die Koordinaten anzugeben, damit eine exakte Lokalisierung in einer Karte möglich ist.

Von der fixen Markierung aus muß jede der Einrichtungen vom Lageplan ablesbar und mittels Kompaß und Maßband auffindbar sein. Die dauerhafte Markierung sollte an einem Eckpunkt der Fläche für direktes Monitoring (nordwestlichster) verankert sein, da dadurch die Einmessung der Einstichstellen bei der wiederholten Probenahme erleichtert wird.

Die dauerhafte Vermarkung erfolgt durch Eingraben einer Metallmarke an der dafür vorgesehenen Stelle. Diese kann bei Folgebeprobungen mit einem Metalldetektor wiedergefunden werden. Diese Marke sollte je nach Bodennutzung in folgender Tiefe liegen:

- Im Wald kann die Vermarkung sichtbar oder unsichtbar erfolgen. Der Metallpflock kann entweder im Bodenniveau abschließen (Metalldetektor erforderlich), oder, falls es vom Besitzer keine Einwände gibt, daraus herausragen. Im letzten Fall ist er mit einer gut sichtbaren Rostschutzfarbe zu lackieren.
- Auf Dauergrünland, das gemäht wird, muß vor dem Einschlagen etwas aufgegraben werden, sodaß der Kopf der Marke 1 bis 2 cm unter dem Bodenniveau zu liegen kommt, damit er durch die Bewirtschaftung nicht beschädigt werden kann. Ein späteres Auffinden kann nur mit einem Metallsuchgerät erfolgen.
- Auf Almen, Weiden und dort, wo nicht gemäht und geackert wird, soll der Kopf der Marke höchstens bodengleich sein.
- Auf ackerfähigen Böden hat die Vermarkung unterhalb der Pflugsohle zu erfolgen. Sicherheitshalber sollte auch außerhalb des Ackers ein Fixpunkt vermarkt werden, damit im Zweifelsfall auch von diesem eingemessen werden kann.

4 GRUNDUNTERSUCHUNGEN

Die Basisuntersuchungen werden einmalig bei der Einrichtung einer Bodendauerbeobachtungsfläche durchgeführt. Zur Bodenbeschreibung und -probenahme wird mindestens ein für den Standort charakteristisches Profil geöffnet (Abb. 4.1). Idealerweise sollten es vier Bodenprofile sein, um die Flächenvariabilität besser ausschalten zu können. Falls es aufgrund der Variabilität des Standortes nötig erscheint, sollen zusätzlich zum Profil Bohrkerne entnommen werden und kombiniert beschrieben und beprobt werden.

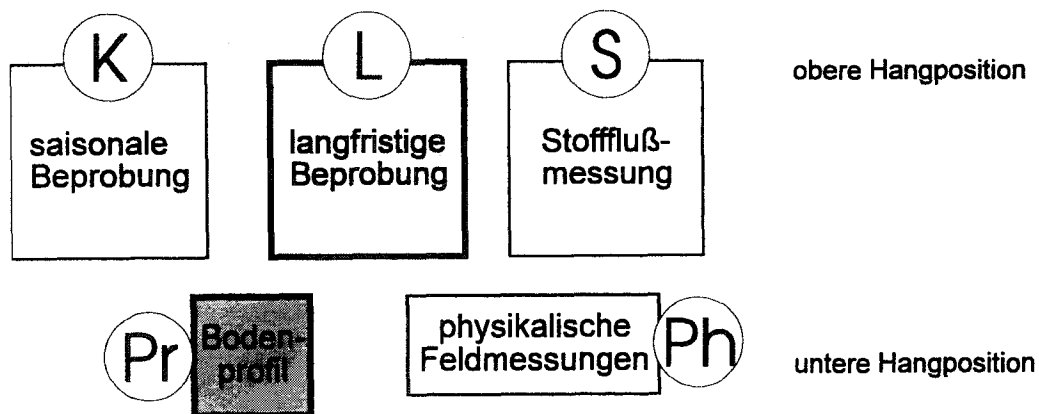


Abb. 4.1: Mögliche Anordnung der Versuchsfelder (schematisch). Eine **Profilgrube** zur Erhebung der Bodeneigenschaften sowie eine Fläche für direktes Monitoring von Veränderungen sind für alle Bodendauerbeobachtungsflächen vorzusehen.

4.1 STANDORT- UND BODENBESCHREIBUNG

Die Standort- und Bodenbeschreibung sollte im Hinblick auf eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der Bodenzustandsinventuren nach Blum et al (1996) durchgeführt werden. Für die internationale Vergleichbarkeit wird auch eine Erhebung nach dem FAO-System (Waveren und Bos, 1988; FAO, 1989) empfohlen.

4.1.1 Grunddaten

- 4.1.1.1 Bundesland
- 4.1.1.2 Bezirk/Gemeinde/Gemeindekennziffer/Katastralgemeinde/Parzellennummer
- 4.1.1.3 Nummer und Name des Kartenblattes, Maßstab; Topographische Karten (1:50.000 bzw. 1:25.000) und Detailkarte (1:5.000)
- 4.1.1.4 BDF-Nummer nach einheitlichem Code - Bundesinterne Numerierung sowie länderübergreifende Numerierung (ARGE Bodenschutz, 1994)
- 4.1.1.5 Koordinaten
- 4.1.1.6 Datum der Einrichtung der BDF
- 4.1.1.7 Name und Anschrift des Koordinators / Betreuers der BDF-Fläche
- 4.1.1.8 Name des Probenehmers

4.1.2 Allgemeine Standortmerkmale

4.1.2.1 Geographische Lage

4.1.2.2 Seehöhe

Die Seehöhe der Bodendauerbeobachtungsfläche wird nach Eichung beim nächstgelegenen kartographischen Fixpunkt auf die Mitte der Fläche bezogen.

4.1.2.3 Exposition

4.1.2.4 Neigung

4.1.2.5 Geländeform

4.1.2.6 Kleinrelief

4.1.3 Spezielle Standortmerkmale

(siehe Blum et al., 1996; Waveren und Bos, 1988; FAO, 1989)

4.1.3.1 Bodenhydrologische Situationen

- Grundwasser
- Stauwasser
- Abschätzung der Bodenwasserverhältnisse bei Forststandorten
- Abschätzung der Bodenwasserverhältnisse bei landwirtschaftlich genutzten und sonstigen Standorten

4.1.3.2 Ausgangsmaterial für die Bodenbildung

4.1.3.3 Gründigkeit

4.1.3.4 Vegetation und Landnutzung

- Wald
 - Bodenvegetation
 - Baumbestand
- Landwirtschaftliche Nutzung

4.1.3.5 Emittenten

4.1.4 Bodenbeschreibung

(siehe Blum et al., 1996; Waveren und Bos, 1988; FAO, 1989)

4.1.4.1 Horizontierung

- Horizontsymbole
- Horizontmächtigkeit
- Horizontbegrenzung

4.1.4.2 Bodenart

4.1.4.3 Skelettgehalt (Grobanteil)

4.1.4.4 Bodenfarbe

4.1.4.5 Fleckung und Konkretionen

4.1.4.6 Carbonate

4.1.4.7 Bodenstruktur (Bodengefüge)

4.1.4.8 Porosität

4.1.4.9 Durchwurzelung

4.1.4.10 Biologische Durchmischung

4.1.4.11 Humus

4.1.5 Nutzung und Bewirtschaftung

Auf Bodendauerbeobachtungsflächen mit landwirtschaftlicher Nutzung sind die jährlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Abschätzung der Stoffein- und -austräge in Schlagkarteien festzuhalten. Bereits bei der Flächeneinrichtung ist darüber mit dem Besitzer eine Vereinbarung zu treffen.

Auf forstlich und anderwärtig genutzten Flächen sind wesentliche Daten über Art und Ausmaß der Bewirtschaftung festzuhalten.

Es ist darauf zu achten, daß die Dauerbeobachtungsfläche gleich wie die umliegende Fläche behandelt wird, und daß sämtliche Bewirtschaftungsmaßnahmen möglichst exakt durchgeführt werden, um die Variabilität in der Fläche möglichst gering zu halten.

4.1.5.1 Landwirtschaftlich genutzte Flächen

- Betriebs- und Schlagdaten
- Fruchtart/Erntemenge
- Bodenbearbeitung (Tiefe und Art)
- Düngung (Menge und Art)
- Pflanzenschutz (Menge und Art)

4.1.5.2 Forstlich genutzte Flächen

- Wuchsraum/-gebiet
- Angaben zum Bestand (Nutzungsform, Bestandesklasse, Baumartenzusammensetzung, Bestandesgliederung, Alter, Waldkategorie und Waldfunktion, Bonität, Bestockungsgrad, Kronenschluß, Vegetationstyp, etc.)
- natürliche Waldgesellschaft
- Pflegezustand
- Düngung und Pflanzenschutz
- Schäden
- Sonstiges

4.2 BODENPROBENAHE UND -TRANSPORT

Die Bodenprobenahme für die Basisuntersuchungen erfolgt ebenso wie die Bodenbeschreibung grundsätzlich aus einer bis zu vier Profilgruben. Zur besseren Erfassung der Variabilität innerhalb einer Bodendauerbeobachtungsfläche (v. a. auf inhomogenen Flächen wie z. B. im Wald und auf Almen) können zusätzlich zum Bodenprofil Bohrkerne herangezogen werden.

Je nach angestrebter Untersuchung (Physik, anorganische und organische Chemie, Biologie und Biochemie) sind dabei verschiedene Verfahren anzuwenden. Für biologisch biochemische Untersuchungen werden nur mineralische Oberböden als Mischproben gesammelt. Deshalb sollten diese Proben aus der Nähe der Profile oder günstiger aus den Bohrkernproben genommen werden.

4.2.1 Anlage von Bodenprofilgruben

Die Profilgruben sind in den Bodendauerbeobachtungsflächen so anzuordnen, daß sie einerseits für die Gesamtfläche repräsentativ sind, andererseits keine anderen Meß- bzw. Untersuchungsflächen stören. In Hanglagen ist es daher günstig, die Profilgrube entweder unter oder seitlich von den Untersuchungsflächen auszuheben. Ein möglicher Entwässerungseinfluß benachbarter Flächen durch die Anlage der Profilgrube ist zu berücksichtigen.

Die Profilgrube sollte bei tiefgründigen Böden mindestens 1,5 m tief sein, andernfalls eine Beurteilung des Ausgangsmaterials (C-Horizont) zulassen. Reicht das Profil nicht bis zum C-Horizont so ist dieser - falls möglich - mittels Schlagbohrer von der Grubensohle aus zu erreichen.

Die Länge der Grube muß ihrer Tiefe entsprechen. Die Breite der senkrecht abgestochenen Stirnwand sollte eine einwandfreie Bodenbeschreibung und Probenentnahme ermöglichen. Die Schauwand soll nach Süden gerichtet sein, die dahinterliegende Bodenfläche darf nicht betreten und nicht mit Aushubmaterial überlagert werden. Bei tieferen Gruben ist die Anlage von Stufen erforderlich. Oberboden und Unterboden sind möglichst getrennt beiderseits der Grube abzulegen.

Es empfiehlt sich, eine Hälfte der Aufnahmewand aufzurauen, sodaß die natürlichen Bodenfarben der Bruchflächen sowie Unterschiede im Bodengefüge besser erkennbar sind.

4.2.2 Entnahme von Massenproben

Massenproben werden aus der Stirnwand und den Seitenflächen der Profilgruben über die gesamte Tiefe des jeweiligen Horizontes repräsentativ entnommen, sodaß insgesamt 12-16 Einzelproben erhalten werden. Diese Einzelproben aus jeweils einem Horizont werden bereits im Gelände zu einer Mischprobe vereinigt. Als Probenmenge kann mit etwa 1 kg Feinboden (für die Basisuntersuchungen und die Anlage einer Bodenprobenbank) das Auslangen gefunden werden. In Abhängigkeit vom Untersuchungsumfang können auch größere Probenmengen (bis 5 kg) benötigt werden. Es ist darauf zu achten, daß die Teilprobenmengen aus den Profilwänden etwa gleich groß sind.

Falls Profilbilanzierungen durchgeführt werden sollen, ist der C-Horizont stets zu beproben. Durch Beprobung und Analyse des bodenbildenden Substrates (Cn) können die Bilanzierungsergebnisse noch verbessert werden.

4.2.3 Entnahme von volumsbezogenen Proben

- Probenahme mit Stechzylindern

Strukturproben sind in ungestörter Lagerung an Profilgruben mit Stechzylindern zu entnehmen. Die Zylinder sind dabei vorsichtig vertikal möglichst in der Mitte des zu beprobenden Horizonts einzutreiben, wobei Verkantungen und Verpressungen vermieden werden sollen. Pro Horizont sind mindestens sechs Proben zu entnehmen. Um eine statistische Absicherung der erhobenen Daten zu gewährleisten, ist eine derartige Anzahl nötig. Der Transport kann, falls nur die Rohdichte trocken bestimmt werden soll, auch in Plastiksäckchen erfolgen, wobei die Probenmanipulation verlustfrei erfolgen muß (z. B. bei feuchten Proben schwierig).

- Volumersatzmethoden

Können aufgrund hoher Skelettgehalte keine Stechzylinder entnommen werden, so kann die Rohdichte mittels Volumersatzmethoden bestimmt werden (siehe Kapitel 7).

4.2.4 Besonderheiten für die jeweiligen Analysengruppen

4.2.4.1 Physikalische Untersuchungen

Beim Transport von Proben für bodenphysikalische Untersuchungen (pF-Kurve, Wasserleitfähigkeit) muß die Erhaltung der Bodenstruktur gewährleistet sein. Dazu eignet sich am besten der geschlossene Stechzylinder. Stechzylinderproben sollen bis zur Analyse gekühlt gelagert werden (+4 °C), um mikrobielles Wachstum zu unterbinden. Proben zur Bestimmung der Rohdichte können auch in Plastiksäcken transportiert werden, wobei eine verlustfreie Überführung in den Plastiksack sowie verlustfreier Transport wichtig sind.

4.2.4.2 Anorganisch-chemische Untersuchungen

Der Transport der Proben erfolgt in Plastiksäcken (PE). Zur Vermeidung mikrobieller Reaktionen muß die Trocknung der Proben spätestens zwei Tage nach der Entnahme erfolgen.

4.2.4.3 Organische Schadstoffe

Für die Bestimmung organischer Spurenstoffe werden in Abhängigkeit der Flüchtigkeit entweder gestörte oder ungestörte Proben entnommen.

Schwerflüchtige Verbindungen

Die Proben sind so zu entnehmen, daß über die gesamte Probenahmetiefe (Horizont oder Lage) Bodenmaterial in repräsentativen Anteilen entnommen wird. Als besonders geeignet erweisen sich dafür zylindrische Bodenbohrer (sie dürfen für repräsentative Probenahme keinesfalls kegelig ausgeformt sein). Bei der Probeentnahme für die Bestimmung organischer Spurenstoffe dürfen die Bohrgeräte durch Kontakt mit Bodenmaterial keine Kontamination mit den zu untersuchenden Schadstoffen hervorrufen sowie keine Adsorption am Material des Probenahmegerätes aufweisen. Es dürfen weder lackierte, geölte oder imprägnierte Geräte, noch solche aus Kunststoff verwendet werden. Idealerweise sind Geräte aus gehärtetem Stahl einzusetzen.

Bei der Probenwerbung ist darauf zu achten, daß keine Verschleppung zwischen unterschiedlichen Probenahmepunkten und Horizonten und/oder Lagen kommt. Die entnommene Probe ist vollständig in das dafür vorgesehene Sammelgefäß zu überführen und anschließend ist der Bodenbohrer von anhaftenden Bodenteilchen zu reinigen. Als Probengefäße sind braune Glasgefäße (Lichtschutz) mit dicht schließenden Verschlüssen (teflonbeschichtete Dichtungsscheiben) zu bevorzugen. Alternativ können auch Edelstahl- oder Aluminiumbehälter eingesetzt werden.

Die Proben sollen lichtgeschützt und nach Möglichkeit gekühlt transportiert werden.

Leichtflüchtige Verbindungen

Vor allem wenn leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe im Boden analysiert werden sollen, sind unbedingt Bohrkernproben horizontweise zu entnehmen, wobei der Kontakt zur Außenatmosphäre während der Probenahmeprozedur möglichst kurz gehalten werden soll, um Ausgasungen zu vermeiden. Die Proben dürfen in keinem Fall gemischt werden.

Für diesen Zweck sind röhrenförmige Bohrer am geeignetsten. Allerdings sind solche Bohrer nicht für skelettreiche Böden geeignet. Nach erfolgter Bohrkernentnahme muß die Probe sofort vollständig in ein braunes gasdicht verschließbares Glasgefäß überführt werden. Die Proben sind sofort auf +4 °C zu kühlen und innerhalb längsten 48 Stunden zu analysieren. Während der Probenahme und Analytik ist jeglicher Kontakt mit Kunststoffen mit Ausnahme von Teflon zu vermeiden.

4.2.4.4 Biologisch-biochemische Untersuchungen (nur mineral. Oberboden)

Die Bodenprobenahme erfolgt nach Schinner et al. (1993). Im folgenden werden die wichtigsten Kriterien kurz dargestellt.

Acker- und Grünlandböden: Die Aktivität der Bodenmikroflora ist in den obersten Bodenhorizonten am höchsten und nimmt mit der Tiefe ab. Aus diesem Grund erfolgt die Probenahme in den obersten Bodenschichten: 0 bis 20 cm für Ackerland, 0 bis 10 cm für Grünland. Für gesonderte Fragestellungen kann vor allem im Grünland die Probenahme auf weitere Tiefenstufen ausgedehnt werden (z. B. 0 bis 5 cm und 5 bis 10 cm bei Schwermetallimmissionen). Mittels entsprechender Probenahmegeräte wie Hohlbohrer werden die Proben entnommen und in einem Plastikkübel zu Mischproben von mindestens 500g vereinigt. Nach gründlichem Mischen werden Grobanteile wie Steine oder Wurzeln entfernt und die Bodenproben in PE-Säcke abgefüllt. Die Proben werden gekühlt ins Labor transportiert.

Waldböden: Waldböden weisen eine größere Heterogenität auf als Acker- oder Grünlandböden, die Probenahme in Waldböden ist daher aufwendiger. Nach Entfernen des organischen Auflagehorizontes (O-Horizont, Streu) werden die Proben aus dem A-Horizont mit einer Einstichtiefe von 0 bis 5 cm gewonnen. Die Bodenproben werden gekühlt ins Labor transportiert.

4.3 PROBENAUFBEREITUNG UND -LAGERUNG

4.3.1 Trocknung, Siebung und Auswaage des Bodenskelettes

Die meisten Untersuchungen werden wegen der einfacheren Lagerung an Proben vorgenommen, deren Wassergehalt sich auf die Luftfeuchte des (möglichst gleichbleibend trockenen) Lagerraumes eingestellt hat.

Um einerseits die in den Proben nach Entnahme noch ablaufenden Reaktionen möglichst schnell zu stoppen, aber andererseits nicht durch starke Temperaturerhöhung neue Prozesse auszulösen, die im Profil nicht ablaufen würden, müssen die Proben schnell, aber schonend getrocknet werden. Das geschieht durch Ausbreiten, häufiges Umrühren und Zerdrücken von großen Aggregaten. Organismenreste sind auszulesen. Da das sehr grobe Bodenskelett zu manchen Meßwerten praktisch nichts beiträgt (z. B. pH-Wert) und die Mengen einer als repräsentativ anzusehenden Teilprobe oft über Gebühr erhöhen würde, muß man es für alle chemischen Analysen entfernen.

Volumsbezogene Proben (mit Rahmen geworbener Auflagehumus, Bohrkerne) werden jedoch vorher ausgewogen, um die Trockenmasse berechnen zu können. Erst dann werden Steine und Skelettanteile säuberlich separiert und ebenfalls gewogen. Bei Auflagehorizonten ist die gesamte tote organische Substanz als Mischprobe zu behandeln. Auch Äste, Zapfen, etc. sind mit der Probe zu zerkleinern und der Analyse zuzuführen.

Die Feinerde wird mittels eines 2 mm - Siebes (Maschensieb nach ÖNORM) von der Probe abgetrennt, wobei die Probe zuvor gut zu durchmischen ist. Man zerkleinert dabei größere Aggregate vorsichtig mit einem Mörtel, ohne Steine zu zerstoßen und drückt den Boden mit einer Gummikarte durch das Sieb.

Bei Carbonatböden ist darauf zu achten, daß das Kalkskelett nicht zerstört wird (sonst wird durch Zerreiben des Skeletts Aktivkalk vorgetäuscht). Es ist daher zweckmäßig, Carbonatböden noch feucht zu sieben und nur den leicht abtrennbaren Feinboden zu verwerten.

Auch tonreiche Böden siebt man besser bevor sie gänzlich lufttrocken sind, da ihre Aggregate zunehmend verhärten.

4.3.2 Vermahlen von Bodenproben

Für sämtliche Untersuchungen mit geringen Einwaagen (kleiner als 500 mg) ist der Feinboden aus Homogenitätsgründen bis zur Pulverfeinheit zu vermahlen. Wegen der Abriebgefahr darf das Mahlwerkzeug nicht aus Stoffen bestehen, die analysiert werden sollen.

4.3.3 Probenaufbewahrung und -entnahme für Analysen

Für die Analyse sind die Proben (ca. 400 g) in geschlossenen Gefäßen gut gekennzeichnet aufzubewahren. Der Rest kommt zur Lagerung in eine Bodenprobenbank.

Bei der Entnahme der luftgetrockneten Probe für die Analyse muß der Grundsatz der Chancengleichheit (jedes Partikel muß grundsätzlich die Möglichkeit haben, in die Probe zu gelangen) und Anteiligkeit (von unterschiedlichen Teilen muß jeder entsprechend seines Anteiles am gesamten Material auch in der Probe vertreten sein) gegeben sein. Eine solche repräsentative Probenahme ist beispielsweise nach kräftigem Durchmischen der Probe mit einem Löffel möglich. (Vorsicht: Ein Rütteln der Probe fördert die Entmischung, da sich schwere Partikel unten absetzen und leichte Partikel oben anreichern!)

4.3.4 Bezugsbasis für Ergebnisse und Ofentrocknung

Wegen der unterschiedlichen Wassergehalte lufttrockener Proben sollen die an lufttrockenen (lutro) Proben gewonnenen Ergebnisse auf ofentrocken (otro) durch Differenzwägung eines Teiles der Proben umgerechnet werden. Unter ofentrocken ist die Trocknung bis zur Gewichtskonstanz bei 105°C zu verstehen. Größere Unterschiede zwischen luft- und ofentrocken ergeben sich vor allem bei stark humosen Böden (Anmoore, Moore, Auflagehumus, Waldboden-Ah). Die Bezugsbasis ist anzugeben.

Bei weiteren Berechnungen ist auch der Skelettgehalt zu berücksichtigen.

4.3.5 Behandlung von Proben zur Bestimmung von organischen Schadstoffen

Schwerflüchtige Verbindungen

Für die Bestimmung dieser Gruppe der organischen Spurenstoffe werden gestörte Proben entnommen, die im Labor homogenisiert und anschließend auf <2 mm abgeseibt werden. Die Homogenisierung erfolgt in einem die Inhaltsstoffe der Probe nicht verändernden, genügend großen Gefäß (z. B. Edelstahl, Aluminium) durch gründliches Vermischen. Jeder Kontakt der Probe mit Kunststoffen ist zu vermeiden. Anschließend wird die Probe durch ein 2 mm Edelstahlsieb gesiebt. Ist das Probenmaterial so bindig, daß keine ausreichende Homogenisierung durch Vermischen gegeben ist, muß das Material vorerst zerteilt werden. Dies kann durch stufenweises Durchdrücken der Probe durch Siebe mit abnehmender Maschenweite erfolgen. Bei sehr bindigen Böden, die sich nicht durch ein Sieb drücken lassen, kann das Material mit einem Wiegemesser aus Edelstahl zerkleinert werden.

Beim derzeitigen Wissensstand kann keine generelle Aussage getroffen werden, ob eine Gefriertrocknung der Proben nötig ist, oder ob die Analyse im naturfeuchten Zustand genügend genau ist. Ein repräsentativer Anteil des homogenisierten Feinbodens ist unmittelbar zu analysieren. Kann die Analyse nicht unmittelbar erfolgen, ist eine Lagerung bei +4 °C für maximal drei Tage möglich. Längerfristige Lagerung muß bei mindestens -20 °C erfolgen. Die Proben müssen jedenfalls in dicht schließenden Gefäßen (Glas, Edelstahl, Aluminium) lichtgeschützt gelagert werden.

Leichtflüchtige Verbindungen

Die in Form eines Bohrkerns entnommene Bodenprobe darf keinesfalls mechanisch beansprucht werden (zerteilen, mischen, sieben usw.). Sie soll so rasch wie möglich der Analyse zugeführt werden. Ist eine unmittelbare Aufarbeitung nicht möglich, sollte die Probe im gasdicht verschlossenen Probenbehälter bei -80 °C aufbewahrt werden.

4.3.6 Behandlung der Proben für biologisch-biochemische Untersuchungen

Es ist vorteilhaft, die Bodenproben zuerst grob (<8 mm oder <5 mm) und anschließend auf <2 mm zu sieben. Pflanzenteile werden vor und während den Siebevorgängen entfernt. Die naturfeuchte Probe wird auf einen Wassergehalt eingestellt, der ca. 50 % der maximalen Wasserkapazität entspricht. Für rein bodenenzymatische Analysen (z. B. Xylanaseaktivität) ist das Einstellen des Wassergehaltes nicht erforderlich. Für die Lagerung empfehlen sich verschließbare Polyethylenflaschen, die einen Luftaustausch ermöglichen. Erfolgt die Analyse innerhalb eines Monats nach der Probenahme, wird die naturfeuchte und gesiebte Bodenprobe bei +4 °C gelagert. Nur für die Bestimmung der Biomasse, Bodenatmung und Nitrifikation werden die Proben vor der Analyse mindestens 24 Stunden bei Raumtemperatur gehalten. Ist eine Analyse innerhalb eines Monats nach Probenahme nicht möglich, werden die ungesiebten und naturfeuchten Bodenproben tiefgefroren. Vor der Analyse sind die Proben bei +4 °C während eines Zeitraumes von ca. fünf Tagen aufzutauen und zu sieben.

4.4 PARAMETERLISTE FÜR DIE GRUNDUNTERSUCHUNG

Die eingerahmten Analysen zählen zum Basisprogramm

4.4.1 Physikalische und mineralogische Untersuchungen

- pF - Kurve
- Gesättigte Wasserleitfähigkeit
- Korngrößenzusammensetzung
- Feststoffdichte
- Lagerungsdichte
- Skelettgehalt

günstig sind zusätzlich:

- Leitfähigkeit im wasserungesättigten Zustand
- Mikromorphologie (Dünnschliffe)
- Tonminerale und Gesamtminerale (quantitativ)

4.4.2 Chemische und biologische Untersuchungen

- pH-Wert in CaCl_2
- Organischer Kohlenstoff
- Gesamtstickstoff
- Carbonatgehalt
- Austauschbare Kationen und Kationenaustauschkapazität
- Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluß (Königswasser, Salpetersäure/Perchlorsäure)
- Mobile Schwermetallanteile

- „Gesamtgehalte“ von mineralischen Nähr- und Schadelementen (z. B. Flußsäureaufschluß, XRF)
- Pedogene Oxide
- Leitfähigkeit, Kationen und Anionen im Wasserauszug 1:5 (Leitfähigkeit bei Salzböden obligatorisch)

- Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe
- Schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe
- Aromatische Kohlenwasserstoffe
- Polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
- Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
- Radionuklide

nur am mineralischen Oberboden:

- mikrobielle Biomasse
 - Stickstoffmineralisation
-
- mikrobielle Atmung
 - Xylanaseaktivität
 - Bodentiere (z. B. Regenwurmpopulation)

5 DIREKTES MONITORING VON BODENVERÄNDERUNGEN

Als prinzipielle Anforderungen bei der Kontrolle von langfristigen zeitlichen Modifikationen bei Bodenparametern ist zu beachten, daß die räumliche Variabilität in der Probenahme- und Analysefehler gering gehalten wird und daß die saisonal bedingte Variabilität adäquate Berücksichtigung findet. Das Probenahmedesign und die statistische Datenauswertung sind auf diese Anforderungen auszurichten.

Bedingungen, die darüber hinaus das Probenahmemuster des direkten Bodenmonitorings beeinflussen, sind die aus Kostengründen beschränkte Anzahl von Parallelproben je Wiederholung, die einfache Handhabung des Probenahmedesigns und die Notwendigkeit der Verlegung von Einstichstellen bei den Wiederholungsbeprobungen. Die nachhaltige Sicherung der Dauerbeobachtungsfläche darf zudem durch übermäßige oder unkontrollierte Beprobung nicht gefährdet werden, weshalb ein Kompromiß zwischen Beprobung und Flächenverbrauch zu finden ist. Auch das Betreten der Untersuchungsfläche durch das Forschungspersonal ist zu minimieren.

Die Untersuchungen zum direkten Bodenmonitoring werden auf eigens dafür eingerichteten und genau eingemessenen Flächen durchgeführt, um die genannten Anforderungen zu erfüllen. Auf jeden Fall ist die Fläche für langfristige Beprobungen einzurichten. Flächen für saisonale Beprobungen sowie physikalische Feldmessungen sind im Bedarfsfall vorzusehen.

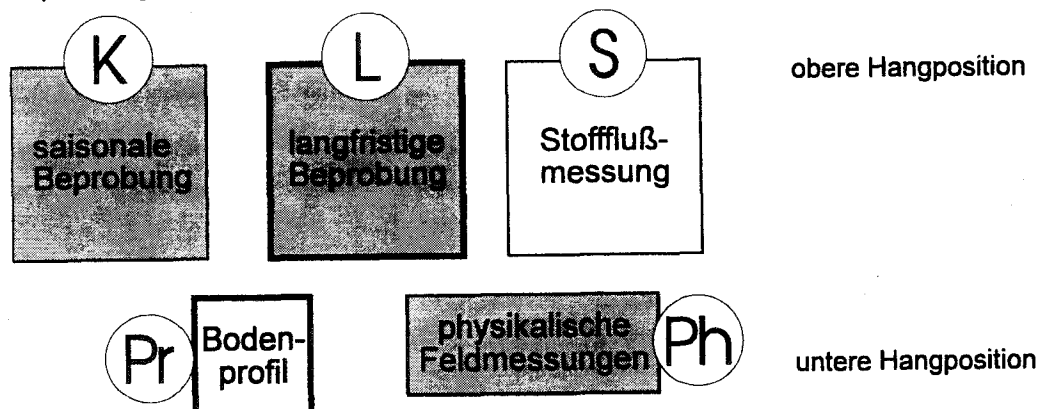


Abb. 5.1: Mögliche Anordnung der Versuchsfelder für das direkte Monitoring in einer Bodendauerbeobachtungsfläche (schematisch).

5.1 PROBENAHEDESIGN UND FLÄCHENEINRICHTUNG

Zur Kontrolle von langfristigen Veränderungen bei Bodenparametern sind Probenahmen in einem vorgegebenen mehrjährigen Beprobungsrhythmus durchzuführen. Einen wichtigen Punkt der Probenahme stellt die flächenrepräsentative Erfassung der zeitlichen Veränderungen dar. Nur bei flächenrepräsentativer Probenahme können die Ergebnisse des direkten Bodenmonitorings für weiterführende flächenbezogene Berechnungen (z. B. Elementgehalte im Bodenvolumen) herangezogen werden und ein unerwünschter Einfluß von eventuell vorhandenen räumlichen Parameteranisotropien (z. B. bei Reihenspflanzungen auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen) auf das Bodenmonitoring wird vermieden.

Nachfolgendes Design, welches die flächenrepräsentative Probenahme gewährleistet und die Anforderungen an das Probenahmekonzept erfüllt, wird für die Erfassung zeitlicher Bodenveränderungen empfohlen.

5.1.1 Probenahmedesign

Vier Parallelbeprobungen mit je 16 Einstichstellen werden pro Dauerbeobachtungsfläche und Probenahmetermin im Rahmen einer stratifizierten Probenahme durchgeführt. Dazu wird eine quadratische Fläche von 32 m x 32 m in 16 Strata (à 8 m x 8 m) aufgeteilt. Innerhalb der einzelnen Strata erfolgt eine Gliederung in vier quadratische Teilstrata in deren Mittelpunkt eine Einstichstelle für eine bestimmte Parallelprobe liegt. Die Zuordnung der Teilstrata und damit der Einstichstellen zu den Parallelproben 1 bis 4 erfolgt durch Zufallspermutationen. (Die Anordnung der Permutationen der Parallelproben in Abb. 5.1.1.1 erfolgte mit dem Programm procplan des statistischen Programmpaketes SAS.) Die Anordnung ist prinzipiell für alle DBF's und Probenahmezeitpunkte nur einmal vorzunehmen. Bei der Probenahme werden die Proben aller 16 Teilstrata mit der Nummer 1 zu einer Mischprobe vereinigt, ebenso alle 16 der Nummern 2, 3, und 4, sodaß vier Mischproben vorliegen.

Durch die Lage der Einstichstellen im Zentrum von Teilstrata ergibt sich eine Größe des Probenahmerasters von 28 m x 28 m mit einem Abstand von 4 m zwischen den Einstichstellen. Durch die Verschiebung des Rasters bei späteren Probenahmen entsteht in Summe ein Flächenbedarf von 1024 m² (32 m x 32 m).

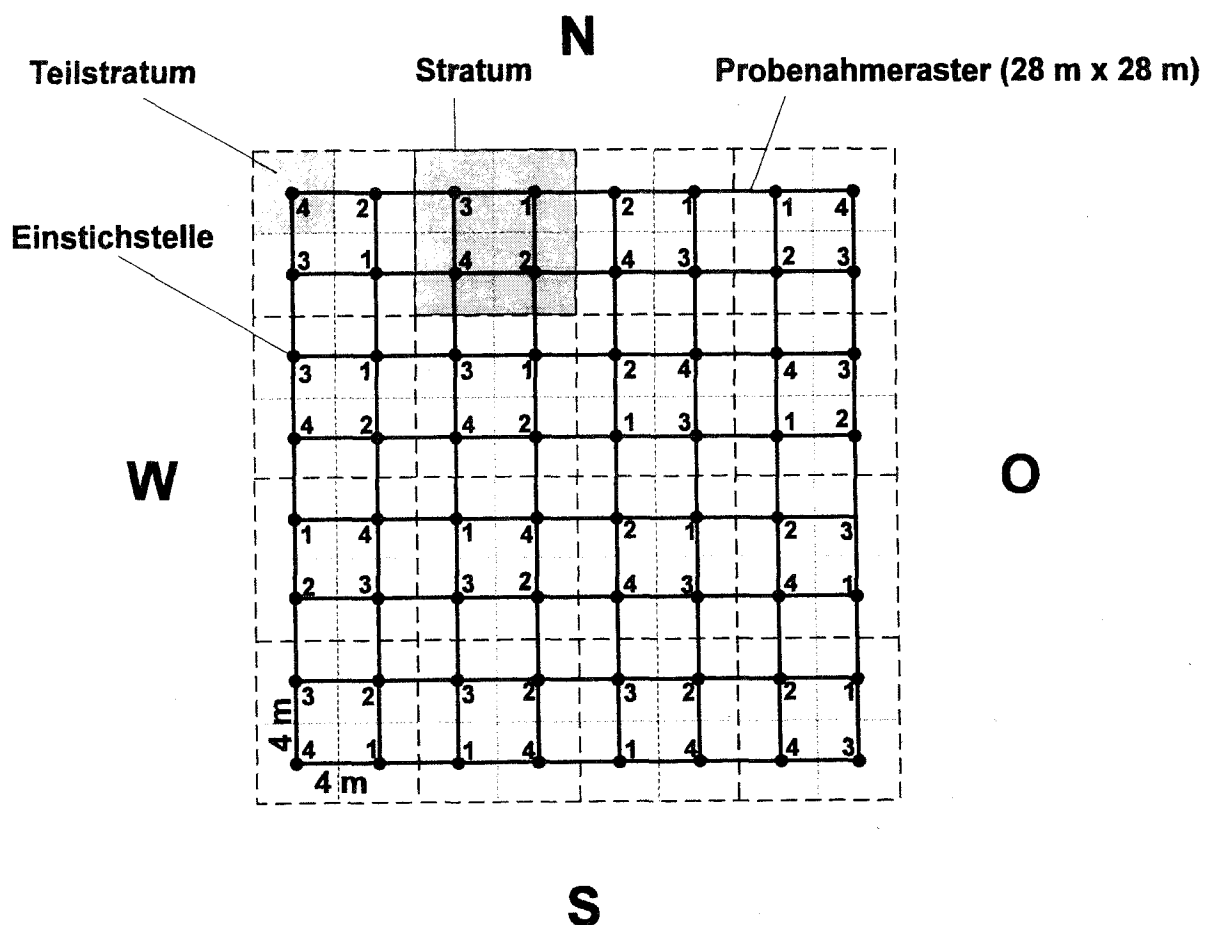


Abb.5.1.1.1: Probenahmeplan

5.1.2 Probenahmewiederholung

The diagram illustrates the sampling grid (Probenahmeraster) for the study. It shows four main sampling points (1, 2, 3, 4) arranged in a 2x2 grid. Each point has five sub-sampling locations (t1, t2, t3, t4, t5) marked with black squares. A scale bar indicates 0.5 m. A north arrow (N) is at the top left, and a compass rose (C) is at the top right.

Abb. 5.1.2.1: Veränderung des Probenahmemusters bei zeitlicher Wiederholung der Probenahme

5.1.3 Erfassung und Einmessung der Fläche für ein direktes Monitoring

Obwohl durch Vermarkung eines Rasterpunktes (z. B. der nordwestlichsten Einstichstelle) alle anderen Rasterpunkte eindeutig definiert sind, wird empfohlen alle 4 Eckpunkte des Probenahmedesigns einzumessen und dauerhaft zu vermarken. Eine Richtungskontrolle in der weiteren Vorgangsweise wird dadurch erleichtert.

Ausgehend von diesen 4 Eckpunkten wird zur Erleichterung der Meßarbeiten die Einmessung der Einstichstellen mit starren Probenahmerahmen empfohlen (siehe Abb. 5.1.3.1). Im folgenden wird ein vom Institut für Bodenforschung entwickelter Rahmen beschrieben:

Der Rahmen setzt sich aus 4 m langen Teilstücken zusammen, die über Querverbindungen (siehe Abb. 5.1.3.1) geschlossen werden. Zusammengesetzt bilden die Teilelemente einen exakten Raster bei dem an den Knotenpunkten, entsprechend dem Probenahmeplan, die Einstiche vorgenommen werden können. Für die Zusammensetzung des Rahmens erweist es sich als günstig, wenn von zwei im rechten Winkel aufeinanderstoßende Seiten der Dauerbeobachtungsfläche, die durchgehend über Teilelemente verbunden sind, ausgegangen werden kann. Bei der Auswahl der Dauerbeobachtungsflächen ist dies gegebenenfalls zu berücksichtigen. Durch die genaue Rasterführung können bei dieser Vorgangsweise Fehler beim Einmessen der Einstichstellen weitgehend vermieden werden.

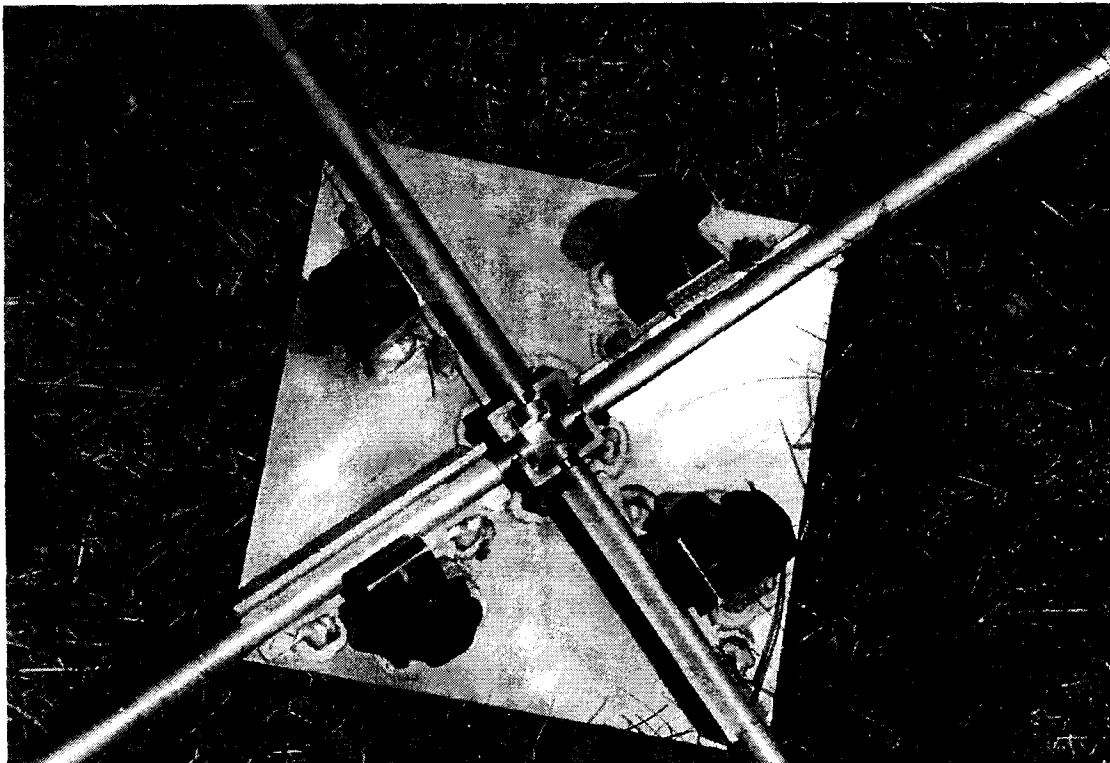


Abb. 5.1.3.1: mögliche Verbindung eines Teilelementes zu einem starren Probenahmerahmen

5.1.4 Prüfung der Flächenhomogenität

Bei der Auswahl und Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen ist auf eine räumliche Homogenität des Untersuchungsstandortes zu achten (Blum et al., 1994). Dazu wird eine bodenkundliche Aufnahme (Kartierung) der Intensivmeßflächen vorgenommen. Diese Aufgabe muß von erfahrenen SpezialistInnen durchgeführt werden.

Um Aussagen über die Beschaffenheit tieferer Horizonte zu erhalten, können diese mittels Hohlbohrer oder geeigneten Spezialbohrern beprobt werden. Dies sollte aufgrund der möglichen Beeinflussungen nicht auf den Intensivmeßflächen, sondern daneben durchgeführt werden.

Eine mit geringem Aufwand, in einem dichten Meßraster unter möglichst geringer Beeinflussung der Beprobungsfläche durchführbare Methode zur Erfassung der physikalischen Homogenität stellt die Bestimmung des Eindringwiderstandes mit Hilfe von Penetrometern (Rammsonden, Schlagsonden) dar (Hartge und Horn, 1989). Die Durchführung ist nach 2 Prinzipien möglich (z. B. Bradford, 1986; Hartge und Horn, 1989):

- das Eindringen des Penetrometers wird mittels gleichmäßiger Schläge durch ein Fallgewicht bewerkstelligt. Als Kennzahl dient die Anzahl der Schläge pro Eindringtiefe.
- das Penetrometer wird mit konstanter Geschwindigkeit in den Boden gedrückt. Die dabei benötigte Kraft wird gemessen.

Das erste Meßprinzip bietet den Vorteil der Einfachheit und garantiert einen konstanten Kraftaufwand bei der Sondierung, während beim zweiten Prinzip vor allem auf eine konstante Eindringgeschwindigkeit des Penetrometers bei der Messung geachtet werden muß.

Bei der Durchführung der Eindringwiderstandsmessungen nach Prinzip 2 durch unterschiedliche Personen ist eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse in Frage zu stellen.

Da der Eindringwiderstand eine Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt aufweist, ist diese Methode nur bedingt zur Bodendauerbeobachtung, sehr wohl aber zur Überprüfung der physikalischen Flächenhomogenität geeignet.

5.2 PRAKTISCHE DURCHFÜHRUNG DER PROBENAHEME

Die Probenahme erfolgt grundsätzlich mit einem Schlagbohrer (Pürckhauer oder ähnliches Bohrgerät) am Raster, wie in Kapitel 5.1.1 angegeben. Die Beprobung erfolgt nach Tiefenstufen analog zur Vorschrift nach Blum et al. (1996) um eine Vergleichbarkeit zu den BZL-Punkten zu gewährleisten (siehe Tab. 5.2.1). Besteht die Notwendigkeit nach pedogenetischen Horizonten zu beproben, muß zumindest bei der ersten Beprobung zusätzlich mit fixen Tiefenstufen gearbeitet werden. Die Horizontierung sollte dabei der Einfachheit halber am Bodenprofil und an zusätzlichen Bohrkernen vorgenommen werden und für die gesamte Fläche konstant eingehalten werden. Horizonte mit Mächtigkeiten von mehr als 30 cm sollten geteilt werden.

Die Mindestprobenmenge sollte aufgrund der durchzuführenden Analysen unter Beachtung von Rückstellproben berechnet werden. In der Regel wird 1 kg Feinboden ausreichend sein. Bei umfangreichen Untersuchungen kann jedoch wesentlich mehr Probenmaterial benötigt werden.

Tabelle 5.2.1: Zu beprobende Tiefenstufen bei Probenahme nach fixen Tiefestufen.

Bezeichnung, Tiefenstufe	Waldböden und Almböden, ex- tensiv genutztes Dauergrünland	Intensiv genutzte Grünlandböden, auch Dauergrün- land mit alter Pflugsohle	Ackerböden
	cm		
0	Auflagehumus	-	-
1	0-5	0-5	0-20
2	5-10	5-10	-
3	10-20	10-20	-
4	20-40	20-40	20-40
5	40-50	40-50	40-50
6	(50-70)	(50-70)	50-70
7	C-Horizont	C-Horizont	C-Horizont

Bei der Probenahme für physikalische, organisch-chemische und biologisch-biochemische Untersuchungen sind jedoch Besonderheiten zu beachten.

- Probenahme für physikalische Untersuchungen:

Sofern ungestörte Proben nötig sind, sollen diese auf einer eigenen Fläche mit Stechzylindern genommen werden. Die Weiterbehandlung der Proben ist abhängig von den durchzuführenden Analysen (siehe Kap. 7.1).

- Probenahme für organisch-chemische Untersuchungen

Die Probenahme und Behandlung der Proben erfolgt wie in Kapitel 4.2.4.3 und 4.3.5 beschrieben. Es wird jedoch nicht die ganze Profiltiefe beprobt, sondern nur der Oberboden. Das heißt:

Acker	0-20 cm
Grünland	0-5 cm und 5-10 cm
Wald	Auflagehumus (Oi, Of, Oh), 0-5 cm und 5-10 cm

- Probenahme für biologisch-biochemische Untersuchungen

siehe Kap. 4.2.4.4 sowie 4.3.6

5.3 STATISTISCHE GRUNDLAGEN

Es wird eine Probenahme mit vier Wiederholungen (je 16 Einstiche) im oben genannten Raster vorgeschlagen, wobei die vier Wiederholungen über die Vegetationsperiode verteilt werden sollten. Die Folgeuntersuchungen werden an Indikatorstandorten nach 3-5 Jahren, an anthropogen wenig belasteten „Hintergrundstandorten“ nach 5-10 Jahren empfohlen. Abweichungen von diesen Empfehlungen sind unter Berücksichtigung der folgenden Ausführungen möglich:

Nimmt man für die Probenahme der jeweiligen Untersuchungsparameter ein Zufallsstichprobendesign (*simple random sampling*; Webster und Oliver, 1990) sowie eine homogene Mischung der Einstichstellen E_{ij} ($i=1,\dots,m$) für die Parallelprobe P_j ($j=1,\dots,n$) an, errechnet sich für die beprobte Fläche zu einem gegebenen Zeitpunkt der Mittelwert $\bar{P}$ und die Varianz S^2 aus den Parallelproben des Untersuchungsparameters wie folgt:

$$\bar{P} = \frac{\sum_{j=1}^n P_j}{n} \quad (5.3.1)$$

und

$$S^2 = \frac{\sum_{j=1}^n (P_j - \bar{P})^2}{n-1} \quad (5.3.2)$$

Die Varianz aus (5.3.2) setzt sich aus der Bodenvariabilität in der Beobachtungsfläche, dem Bodenprobenahmefehler und einem untersuchungsparameterspezifischen Analysefehler zusammen und beträgt für die Grundgesamtheit:

$$\sigma^2 = \frac{\sigma_{\text{Boden}}^2 + \sigma_{\text{Bodenprobennahme}}^2}{m} + \sigma_{\text{Analyse}}^2 \quad (5.3.3)$$

Mit zunehmender Anzahl der Einstichstellen m kann somit jener Varianzanteil, welcher durch die räumliche Variation des Bodens und durch die Probengewinnung verursacht wird, reduziert werden.

Die Parallelproben P_j stellen Summenvariable der Einstiche E_{ij} dar:

$$P_j = \frac{E_{1j}}{m} + \frac{E_{2j}}{m} + \dots + \frac{E_{mj}}{m} \quad (5.3.4)$$

Unabhängig von der Verteilungsform für die theoretischen Werte der Einstichstellen E_{ij} (z. B. linksschiefe Verteilung für Schwermetalle) kann dadurch in Folge des zentralen Grenzwerttheorems (McPherson, 1990; Sachs, 1984) davon ausgegangen werden, daß die Parallelproben P_j normalverteilt sind. Auf Grundlage eines t-Testes (verlangt Normalverteilung) können somit Veränderungen der Untersuchungsparameter im langfristigen Zeitintervall t_1 - t_2 statistisch abgesichert werden. Sind die Lokationen der Probenahmen zu den Zeitpunkten t_1 und t_2 ident (Annahme, daß keine Verlegung der Einstichstellen bei der Wiederholungsbeprobung stattfindet), folgt:

$$|\bar{P}_{t_1} - \bar{P}_{t_2}| = t_\alpha \cdot \sqrt{\frac{S_{t_1}^2 + S_{t_2}^2}{n}} \quad (5.3.5)$$

wobei

$|\overline{P}_{t_1} - \overline{P}_{t_2}|$ Minimale Differenz des Untersuchungsparameters zwischen den Probenahmezeitpunkte t_1 und t_2 , welche bei vorgegebenem Signifikanzniveau α statistisch abgesichert werden kann.

t_α Kritischer t-Wert bei Freiheitsgrad $\frac{2n-2}{2}$ und Signifikanzniveau α . Ob eine einseitige oder zweiseitige Testsituation gegeben ist, hängt von jeweiligen Untersuchungsparameter ab.

$S_{t_1}^2$ bzw. $S_{t_2}^2$ Varianz der Parallelproben zum Probenahmezeitpunkt t_1 bzw. t_2 .

Wie aus den Gleichungen 5.3.2, 5.3.3 und 5.3.5 ersichtlich ist, hängt die Sensibilität der Differenzierung zwischen den beiden Beprobungszeitpunkten, bei gegebenem Analysenfehler und gegebener Variabilität der Einstichproben, von der Anzahl der Parallelproben einerseits und von der Anzahl der Einstichproben andererseits ab. Abbildung 5.3.1 veranschaulicht anhand eines fiktiven Beispiels den Zusammenhang der Anzahl der Parallelproben bzw. der Anzahl der Einstichproben und der Differenzierungsgenauigkeit.

Gegeben sei:

$$(\sigma_{\text{Boden}}^2 + \sigma_{\text{Bodenprobenahme}}^2) = 150 [\text{mg kg}^{-1}]^2$$

$$\sigma_{\text{Analyse}}^2 = 10 [\text{mg kg}^{-1}]^2$$

$\alpha=0,05$ (zweiseitige Testsituation)

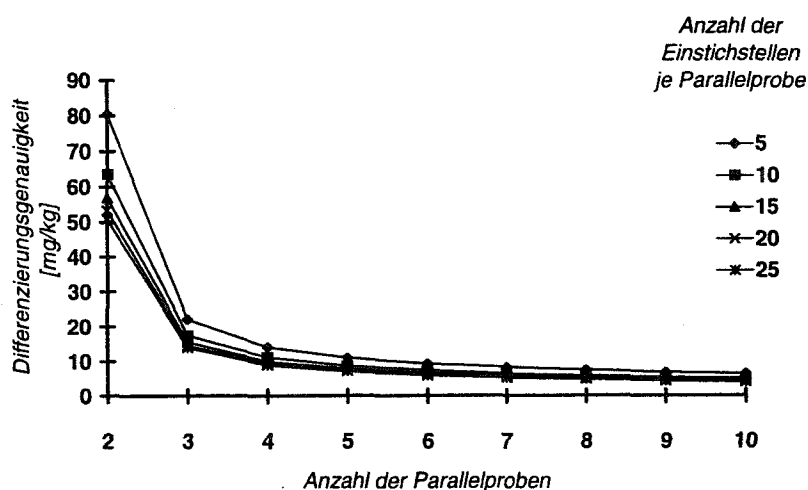


Abb. 5.3.1: Statistische Differenzierungsgenauigkeit in Abhängigkeit von der Anzahl der Einstichstellen je Parallelprobe und der Anzahl der Parallelproben (fiktives Beispiel).

Auf Grund der Mehrkosten für jede zusätzliche Parallelprobe und Einstichstelle ist im Probenahmekonzept ein Kompromiß zwischen der Anzahl der Parallelproben bzw. Einstichstellen und der Differenzierungsgenauigkeit vorzunehmen.

Probenahmen mit drei und vier Wiederholungen sind grundsätzlich miteinander vergleichbar. Die Differenzierungsgenauigkeit ist bei drei Wiederholungen jedoch geringer (siehe Abb. 5.3.1). Während z. B. bei vier Wiederholungen eine Veränderung eines Parameters statistisch schon signifikant ist, kann dieselbe Veränderung bei drei Wiederholungen möglicherweise nicht abgesichert werden.

5.4 EINFLUSS DES PROBENAHEDESIGNS AUF DIE ERGEBNISVARIABILITÄT

Ein Probenahmedesign, das den Anforderungen für Bodendauerbeobachtungsflächen entspricht, ist in Kapitel 5.1 dargestellt. Die Stratifizierung (*stratified random sampling*; Webster und Oliver, 1990) der Fläche bei diesem Probenahmekonzept erhöht die Präzision der Probenahme gegenüber einem Zufallsstichprobendesign (*simple random sampling*), da die Variabilität der Parallelproben (siehe Gl. 5.3.2) durch Unterteilung in Stratas verringert wird.

$$\sigma_{\text{stratif.}}^2 = \frac{\sum_{k=1}^l \frac{(\sigma_{\text{Boden}}^2 + \sigma_{\text{Bodenprobenahme}}^2)_k}{m_k}}{l} + \sigma_{\text{Analyse}}^2 \quad (5.4.1)$$

mit

$\sigma_{\text{stratif.}}^2$ Variabilität der Parallelproben, in einem stratifizierten Zufallsprobenahmedesign.

$(\sigma_{\text{Boden}}^2 + \sigma_{\text{Bodenprobenahme}}^2)_k$ Variabilität im k-ten Stratum.

m_k Anzahl der Einstichstellen je Parallelprobe im k-ten Stratum. Im vorgeschlagenen Probenahmedesign ist $m_k=1$.

l Anzahl der Strata. In vorgeschlagenen Probenahmedesign ist $l=16$.

Die durch Boden und Probenahme bedingte Variabilität der Parallelproben ergibt sich somit in einem stratifizierten Probenahmedesign allein aus der gepoolten Varianz innerhalb der Strata (Gl. 5.4.1). Unterschiede zwischen den Strata haben keinen Beitrag zur Variabilität der Parallelproben.

Im allgemeinen gilt, daß die Bodenvariabilität um so geringer ist, je kleiner die beobachtete Bodenfläche ist. Unterteilt man daher die Dauerbeobachtungsfläche in Strata, so ist normalerweise $(\sigma_{\text{Boden}}^2 + \sigma_{\text{Bodenprobenahme}}^2)_k$ aus (Gl. 5.4.1) $< \sigma_{\text{Boden}}^2 + \sigma_{\text{Bodenprobenahme}}^2$ aus (Gl. 5.3.3) und damit $\sigma_{\text{stratif.}}^2 < \sigma^2$.

Die Beprobung auf nicht stratifizierten Flächen (z. B. ARGE Bodenschutz von Arge Alp, Arge Alpen-Adria und Arge Donau, 1994; Juritsch, 1994) ist zwar grundsätzlich möglich, bietet je-

doch nicht obengenannte Vorteile. Ein Nachteil ist auch die Überrepräsentierung des Flächenzentrums bei der Probenahme.

Die stratifizierte Probenahme bietet im Gegensatz dazu eine repräsentative Probenahme über die gesamte Fläche und eine wesentlich bessere Differenzierungsgenauigkeit der Ergebnisse.

5.5 EINFLUSS DER ANALYTIK AUF DIE ERGEBNISVARIABILITÄT

Die durch die Analytik verursachte Streuung $\sigma_{Analyse}^2$ läßt sich grundsätzlich durch die Analyse aller Bodenproben im gleichen Labor minimieren. Dies erfolgt allerdings oft unter Verursachung eines systematischen Fehlers (Bias), der in einem nicht erwartungstreuen Schätzwert $\bar{P}$ für einen bestimmten Probenahmezeitpunkt mündet. Gerade bei Langzeitbeobachtungen von Bodenparametern ist dieser Fehler unerwünscht, da die Vergleichbarkeit von Dauerbeobachtungen über die Zeit und unterschiedliche Flächen hinweg nicht mehr gewährleistet ist.

Die Aufteilung der Bodenuntersuchungen auf verschiedene Labors wirkt diesem systematischen Fehler entgegen, erhöht aber wiederum den Streuungsanteil der Analytik im Verhältnis zur Gesamtvariation der Parallelproben wesentlich (Thompson und Maguire, 1993; Dahinden und Desaulles, 1994).

Um den Vorteil der Minimierung der analytischen Streuung unter größtmöglichem Ausschluß eines systematischen Fehlers zu erreichen wird daher empfohlen, die Laboruntersuchungen von Labors durchführen zu lassen, die für die zu untersuchenden Parameter regelmäßige Teilnahme an Ringversuchen vorweisen können. Zusätzlich sollten vom Labor eine genaue Beschreibung der Methodik, exakte Analysenprotokolle und Kenndaten (Meßwertstreuung, absolute Nachweisgrenze, Meßwertschwankung, etc.) für die Probencharge gefordert werden. Weiters muß der Zugang zu den Originaldaten gewährleistet sein. Es ist günstig, wenn auch standardisierte Proben verdeckt mitanalysiert werden.

5.6 EINFLUSS DES PROBENAHMEZEITPUNKTES AUF DIE ERGEBNISVARIABILITÄT

Um die saisonale Variabilität der Untersuchungsparameter mit zu berücksichtigen, wird vorgeschlagen, die Beprobungen während einer Vegetationsperiode durchzuführen und die vier Parallelbeprobungen innerhalb dieses Zeitraumes gleichmäßig aufzuteilen. Dabei sind Angaben über die wesentlichen Witterungseinflüsse sowie Vegetationsstadien zu machen. Die Varianz der Parallelproben setzt sich demnach wie folgt zusammen:

$$\sigma_{stratif.}^2 = \frac{\sum_{k=1}^I \frac{(\sigma_{Boden}^2 + \sigma_{Bodenprobenahme}^2)_k}{m_k}}{I} + \sigma_{Analyse}^2 + \sigma_{Saison}^2 \quad (5.6.1)$$

Die saisonale Varianz aus (Gl. 5.6.1) berücksichtigt somit die gesamte jahreszeitlich bedingte Varianz während der Vegetationsperiode.

5.7 PROBENAHEWIEDERHOLUNG

Durch die Verlegung der Einstichstellen bei den Wiederholungsbeprobungen wird ein Schätzfehler der Differenz induziert. Der Bias ist jedoch vernachlässigbar, wenn die Distanz, die verschoben wird, im Vergleich zur Größe der Dauerbeobachtungsfläche klein ist (Papritz, 1993). Die regionalisierte Variablentheorie von Matheron (1965) zeigt zudem, daß gepaarte Probenahmen innerhalb einer gewissen Reichweite (*range*) eine positive Korrelation zwischen benachbarten Punkten aufweisen und damit nahe beieinanderliegende Probenahmepunkte eine größere Ähnlichkeit aufweisen als weiter entfernt liegende Einstichstellen. Die Varianzsumme der beiden Wiederholungsbeprobungen, wie sie im t-Test in (Gl. 5.3.5) zur Anwendung kommt, entspricht bei gepaarter Probenahme (*paired sampling*) und obigem Probenahmedesign daher nicht

$$\frac{S_{t_1}^2 + S_{t_2}^2}{n}$$

sondern ist um die Kovarianz verringert und errechnet sich aus

$$\frac{S_{t_1}^2 + S_{t_2}^2 - 2S_{t_1,t_2}}{n} \quad (5.7.1)$$

wobei

$$S_{t_1,t_2} = \frac{\sum_{i=1}^n (P_{t_1,i} - \bar{P}_{t_1})(P_{t_2,i} - \bar{P}_{t_2})}{n-1} \quad \text{ist (5.7.2).}$$

Gerade bei relativ geringem Beprobungsumfang, wie er im angegebenen Probenahmedesign vorliegt (nur 4 Parallelproben), wird die Differenzierungsgenauigkeit zwischen den Wiederholungsbeprobungen, durch die Berücksichtigung der Kovarianz, stark positiv beeinflusst (Papritz, 1993).

Der Zeitpunkt von Folgeuntersuchungen zur Erkennung von Veränderungen an den erhobenen Parametern wird stark von der Differenzierungsgenauigkeit beeinflusst. Bei erhöhter Genauigkeit können in kürzeren Abständen Aussagen gemacht werden. Weitere Einflußgrößen sind externe Faktoren wie Immissionen, mechanische Belastung sowie die beobachteten Bodenparameter.

Es wird daher vorgeschlagen, die Folgeuntersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen vom Typ einer Indikatorstation zunächst alle 3-5 Jahre anzusetzen. Für Hintergrundstandorte dürften 5-10 Jahre ausreichend sein. Stellt sich in den Folgeuntersuchungen heraus, daß die Abstände zu kurz oder zu lang sind, kann man dies bei den folgenden Untersuchungen berücksichtigen.

5.8 VERTIKALE PROBENAHME BEIM DIREKTEN MONITORING UND VERGLEICHBARKEIT DER DATEN AUS GENETISCHEN HORIZONTEN UND FIXEN TIEFENSTUFEN

5.8.1 Allgemeines

Für die vertikale Probenahme ist auch eine Probenwerbung entsprechend den pedogenetischen Horizonten des Bodenprofils möglich. Diese Vorgangsweise bietet Vorteile bei der Interpretation spezifischer Wirkungen bodenbildender Prozesse auf die temporären Veränderungen von Bodenparametern. Die Vergleichbarkeit mit anderen Probenahmen wird durch eine vertikale Darstellung der untersuchten Parameter mit einer 'equal area' - Splinefunktion gewährleistet. Die Anwendung der Splinefunktion ermöglicht dabei die durchgehende Rekonstruktion eines Bodenprofils aus den zur Verfügung stehenden vertikalen Analysedaten, wobei auf Grund der Interpolationsverfahren mit leichten Unschärfen zu rechnen ist (siehe Abb. 5.8.2.1).

Falls eine Probenahme nach genetischen Horizonten gewählt wird, sollte bei der ersten Beprobung zusätzlich nach fixen Tiefenstufen beprobt werden, um die Qualität der Splinefunktion für den Standort zu überprüfen.

Die Splinefunktion kann nur zur Umrechnung von Daten aus genetischen Horizonten in jene aus fixen Tiefenstufen angewandt werden und nicht umgekehrt.

5.8.2 Theorie der 'equal area' - Splinefunktion

Analysierte Mischprobenwerte werden bei der Beschreibung pedogenetischer Horizonte eines Bodenprofils üblicherweise auf die mittlere Tiefe des jeweiligen Horizonts bezogen. Zeichnet man eine Funktion der Analysewerte gegen die mittlere Horizonttiefe so entsteht dadurch ein abgestuftes Profil für den Tiefengradienten des Bodenparameters. 'Equal area' Splinefunktionen (Ponce-Hernandez et al., 1986) ermöglichen die Rekonstruktion von Bodenprofilen, sodaß eine gleichmäßige Kurve die vertikale Veränderung des analysierten Bodenparameters charakterisiert. Der Bodenparameterwert kann somit stufenlos für jede gewünschte Profiltiefe angegeben werden (siehe Abb. 5.8.2.1).

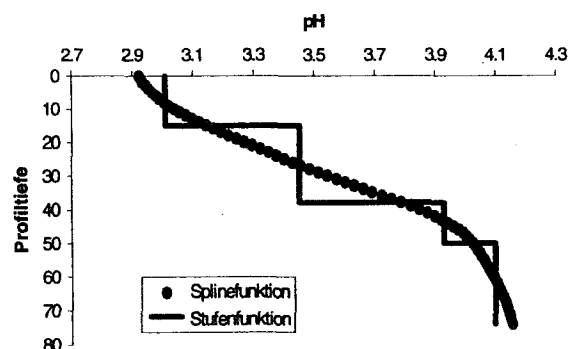


Abb. 5.8.2.1: Veränderung des pH-Wertes mit der Profiltiefe als Stufen- bzw. Splinefunktion

Die Splinefunktion setzt sich dabei aus einer Reihe lokaler Funktionen zusammen, die bestimmte Kriterien für die Anpassung einer Kurve an die vorliegenden Analysewerte erfüllen. Für die Ermittlung der lokalen Funktionen wird dazu die Profiltiefe entsprechend der vertika-

len Gliederung durch die Horizonte unterteilt. Anschließend wird ein Polynom an jedes dieser Intervalle so angepaßt, daß zwei lokale Funktionen, die an einem Horizontübergang aufeinander stoßen, den selben Wert haben und daß die ersten Ableitungen dieser Funktionen ebenfalls ident sind (d. h. Funktionen haben gleiche Steigung). Darüber hinaus ist als 'equal area' - Bedingung sicher zu stellen, daß die Fläche aus Analysewert eines Horizontes (z. B. $\bar{W}_{II}$ in Abb. 5.8.2.2) multipliziert mit der Horizontmächtigkeit (z.B. $T_2 - T_1$ in Abb. 5.8.2.2) dem Wert der Fläche unter der Splinefunktion im jeweiligen Profilabschnitt (z. B. Horizont II in Abb. 5.8.2.2) entspricht.

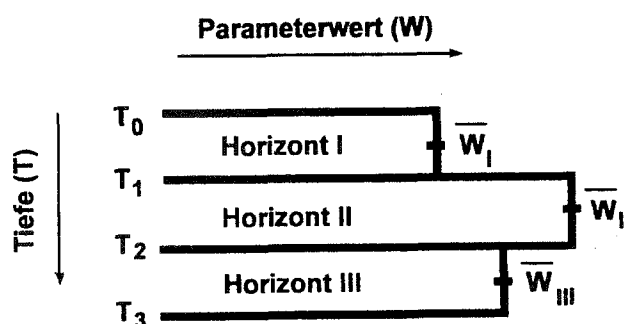


Abb. 5.8.2.2: Notation der Horizontgrenzen und der Parametermittelwerte bei einem theoretischen Profil von 3 Horizonten

Für das Computerprogramm SPLINE (siehe Anhang), das die Berechnung einer 'equal area' Splinefunktion aus den Analysedaten und der Bodenprofilbeschreibung ermöglicht, wurde folgendes quadratische Polynom zur Beschreibung der Splinefunktion verwendet:

$$W = b + c \cdot T + d \cdot T^2 \quad (5.8.2.1)$$

Die Fläche in den Intervallen wird somit von einem kubischen Polynom beschrieben:

$$\int W = a + b \cdot T + \frac{c \cdot T^2}{2} + \frac{d \cdot T^3}{3} \quad (5.8.2.2)$$

mit

W.....Wert des Bodenparameters

T.....Tiefe innerhalb jedes Horizontes

a,b,c,d...Funktionskoeffizienten

Betrachtet man beispielhaft ein Profil mit 3 Horizonten (Abb. 5.8.2.2), so ist für die Ermittlung der Splinefunktion folgendes Gleichungssystem zu lösen:

a) Parameterwert in der Tiefe D_0

$$W_0 = b_1 \quad (5.8.2.3)$$

b) Parameterwert in der Tiefe D_3

$$W_3 = b_{III} + c_{III} (T_3 - T_2) + d_{III} \cdot (T_3 - T_2)^2 \quad (5.8.2.4)$$

c) 'equal-area'-Bedingungen

$$\bar{W}_I \cdot (T_1 - T_0) = b_I \cdot (T_1 - T_0) + \frac{c_I \cdot (T_1 - T_0)^2}{2} + \frac{d_I \cdot (T_1 - T_0)^3}{3} \quad (5.8.2.5)$$

$$\bar{W}_{II} \cdot (T_2 - T_1) = b_{II} \cdot (T_2 - T_1) + \frac{c_{II} \cdot (T_2 - T_1)^2}{2} + \frac{d_{II} \cdot (T_2 - T_1)^3}{3} \quad (5.8.2.6)$$

$$\bar{W}_{III} \cdot (T_3 - T_2) = b_{III} \cdot (T_3 - T_2) + \frac{c_{III} \cdot (T_3 - T_2)^2}{2} + \frac{d_{III} \cdot (T_3 - T_2)^3}{3} \quad (5.8.2.7)$$

d) Bedingungen für die Kontinuität und die gleiche Steigung an den oberen und unteren Horizontgrenzen

$$b_I + c_I \cdot (T_1 - T_0) + d_I \cdot (T_1 - T_0)^2 - b_{II} = 0 \quad (5.8.2.8)$$

$$b_{II} + c_{II} \cdot (T_2 - T_1) + d_{II} \cdot (T_2 - T_1)^2 - b_{III} = 0 \quad (5.8.2.9)$$

$$c_I + 2 \cdot d_I \cdot (T_1 - T_0) - c_{II} = 0 \quad (5.8.2.10)$$

$$c_{II} + 2 \cdot d_{II} \cdot (T_2 - T_1) - c_{III} = 0 \quad (5.8.2.11)$$

Für ein Profil mit n Horizonten sind somit $3n - 2$ Gleichungen mit $3n$ Unbekannten (die Funktionskoeffizienten b , c , d für jeden Horizont) zu lösen. Da die Anzahl der Unbekannten die Anzahl der Gleichungen übersteigt, ist es notwendig neben den Parametermittelwerten in jedem Horizont zwei zusätzliche Werte zu definieren. Diese beiden Zusatzwerte sind die Werte W_0 und W_n an der Oberfläche und am Grund des beobachteten Profils. Bei der Festlegung der Extrawerte im Programm "SPLINE" wird vorausgesetzt, daß sich der Trend in den ersten und letzten beiden Horizonten eines Profils bis zur Oberfläche bzw. bis auf den Grund des Profils fortsetzt, allerdings weniger ausgeprägt als eine Extrapolation durch die Mittelpunkte der beiden abgestuften Horizonte. Obwohl die Auswahl der Zusatzwerte auf einer nur begrenzt funktional begründbaren Beziehung beruht, wird angenommen, daß dies eine akzeptable Approximation für Werte an den Profilgrenzen darstellt. Abb. 5.8.2.3 illustriert die empirische Annahme die in "SPLINE" zugrundegelegt wurde.

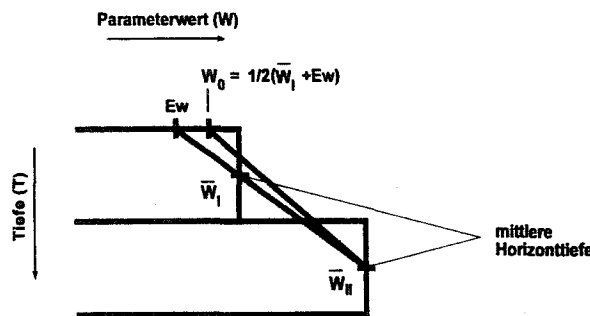


Abb. 5.8.2.3: Konvention für die Schätzung des Parameterwertes an der Profiloberfläche

Die für die Berechnung der Splinefunktion notwendigen Horizonttiefen stammen aus der Profilbeschreibung bei Anlage der Bodenprofilgrube. Um den Fehler beim Beziehen des Flächenmittelwertes $\bar{P}$ (Gl. 5.3.1) der jeweiligen Horizonte auf die punktuell ermittelten Horizonttiefen aus der Profilbeschreibung gering zu halten, ist auf eine möglichst repräsentative Anordnung der Profilgrube zu achten (siehe dazu Kap. 4.2.1).

Um Bodenveränderungen zu erfassen, werden die folgenden Parameter analysiert.

5.9 PHYSIKALISCHE VERÄNDERUNGEN

Die für das Basisprogramm vorgesehenen Untersuchungen sind eingerahmt.

Das Bodengefüge (darunter versteht man die räumliche Anordnung der Festsubstanzen und das dadurch entstehende Hohlraumsystem) beeinflußt in entscheidendem Ausmaß den Wasser-, Gas- und Wärmehaushalt des Bodens und somit die Eigenschaften des Bodens als Lebensraum für Organismen und als Medium für Transport- und Transformationsprozesse. Eine exakte Quantifizierung der Eigenschaften des Bodengefüges ist auf rein visuellem Wege kaum möglich. Es werden daher zu diesem Zwecke die Methoden der Bodenphysik herangezogen.

Die Probenahme für bodenphysikalische Untersuchungen sollte auf einer eigens dafür eingerichteten Fläche nach den selben Kriterien wie die Probenahme für die übrigen Untersuchungen durchgeführt werden. Grund dafür ist, daß bei der Entnahme von ungestörten Proben bzw. bei volumsbezogener Probenahme größere Flächen nachhaltig gestört werden.

Im Forst sowie auf sehr skeletthaltigen Böden ist die Probenahme für bodenphysikalische Untersuchungen oft nur mit erheblichem Aufwand möglich. Unter besonders ungünstigen Verhältnissen kann es vorkommen, daß die Entnahme von ungestörten Proben (Stechzylinder) unmöglich ist.

Die genaue Vorgangsweise bei der Probenahme für die jeweiligen Analysen ist in Kapitel 7.1 (Analytik) beschrieben.

- Lagerungsdichte
- Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im gesättigten Zustand
- pF - Kurve
- Bestimmung der Wasserstabilität von Aggregaten

- Erosionsmessungen (Feldmessungen)

Erosionsmessungen werden nur bei erosionsspezifischer Ausrichtung einer Bodendauerbeobachtungsfläche bzw. bei gegebener Erosibilität einer Fläche auf Wischmeier Plots (Wischmeier and Smith, 1975) durchgeführt. Dabei soll nicht nur der Bodenabtrag, sondern gleichzeitig der erosionsbedingte Stofffluß (P, K, Spurenelemente, etc.) bestimmt werden. Erosionsmessungen sind auf jeden Fall mit Niederschlagserhebungen zu ergänzen.

5.10 CHEMISCHE VERÄNDERUNGEN

5.10.1 Leitsubstanzen bzw. -parameter

- pH-Wert in CaCl_2
- Organischer Kohlenstoff
- Carbonatgehalt (falls bei Grunduntersuchung vorhanden)
- Gesamtstickstoff
- Nährstoffe (Gesamtgehalte und verfügbare Fraktionen)
- Austauschkapazität und austauschbare Kationen
- Mobile Metalle
- Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluß (Königswasser, Salpetersäure/Perchlorsäure)

- Echte Gesamtgehalte von anorganischen Schadelementen
- Leitfähigkeit und Anionen im Wasserauszug

Folgende organische Stoffe und Stoffgruppen mit regionaler bzw. lokaler Verbreitung haben bodenschutzrelevante Bedeutung (Eikmann und Kloke, 1991).

- *Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe*
z. B. Trichlorethan, Trichlormethan, Tetrachlorethylen, Perchlorethylen
- *schwerflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe*
z. B. Hexachlorbenzol, PCBs, PCP
- *aromatische Kohlenwasserstoffe*
z. B.: Benzol, Toluol, Xylol, Naphthalin
- *polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)*
z. B. Fluoren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Chrysen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen, Benzo(k)fluoranthren, Indenol(1,2,3-cd)pyren
- *Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane*

Unter Bezugnahme auf den Boden sowohl als Senke als auch als Quelle für organische Schadstoffe enthält diese Liste nur bodenschutzrelevante Stoffe.

Ein bedeutendes Auswahlkriterium für bodenschutzrelevante Pestizide ist die Tendenz zur Anreicherung im Boden und den damit verbundenen möglichen negativen Einflüssen auf das Ökosystem Boden. Aufzunehmen sind die heute bis auf wenige Anwendungen verbotenen Organochlorpestizide wie DDT (samt Metaboliten und Isomeren), Lindan (alle Isomere), Endosulfan, Heptachlor, Aldrin, Endrin, Chlordan, Heptachlorepoxyd mit langen Halbwertszeiten und starken Anreicherungstendenzen in der Nahrungskette.

Jene Pestizide, die im Boden einem vollständigen Abbau unterliegen, können ausgenommen werden.

- Radionuklide

5.10.2 Spezialuntersuchungen

Bei Interesse bzw. Notwendigkeit können an den Bodendauerbeobachtungsflächen auch Spezialuntersuchungen, wie z. B. Ausgasung von CH_4 , NO_x , etc. aus dem Boden, durchgeführt werden. Auf Grund des hohen personellen und finanziellen Aufwandes sollten solche Untersuchungen jedoch im Rahmen von Forschungsprojekten betreut werden.

5.11 BODENBIOLOGISCHE VERÄNDERUNGEN

5.11.1 Bodenbiologisch-biochemische Veränderungen

Für die bodenbiologisch-biochemischen Untersuchungen werden Methoden nach Kandeler et al. (1993) empfohlen. Im folgenden sowie im Kapitel 7.3 werden die wichtigsten Teile dieser Arbeit wiedergegeben.

Die Aktivität von Bodenorganismen wird durch folgende Standortfaktoren beeinflusst: Vegetation (Streu, Wurzelausscheidungen), Bewirtschaftungsform (Düngung, Bodenbearbeitung, Pflanzenschutz), bodenkundliche Faktoren (Bodentyp, Bodenart, Humusgehalt, Nährstoffgehalt, pH-Wert), Klima (Bodenfeuchte, Bodentemperatur). Von den genannten Faktoren ist die Bodennutzung (Vegetation und Bodenbewirtschaftungsform) für die Aktivität der Bodenorganismen von größter Bedeutung.

Die Probenahme kann auf der Fläche für langfristige Beprobungen durchgeführt werden, wenn gewährleistet ist, daß diese nicht durch zu großen Flächenverbrauch nachhaltig gestört wird. Wenn größere Probenmengen benötigt werden oder die Beprobungsfrequenz erhöht wird (z. B. Jahresgänge), sollte eine eigene Fläche (Fläche für saisonale Beprobung) eingerichtet werden. Auch im Forst und im Dauergrünland empfiehlt es sich, eine eigene Fläche zu beproben, da nur der oberste Mineralbodenhorizont verwendet wird und dies zu hohem Flächenverbrauch für eine ausreichende Probenmenge führt.

Es wird daher ein Basisprogramm, welches auf jeden Fall durchgeführt werden soll, sowie ein Zusatzprogramm empfohlen.

Die für das **Basisprogramm** ausgewählten zwei Methoden

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">• Mikrobielle Biomasse• Stickstoffmineralisation |
|---|

sind für alle Bodendauerbeobachtungsflächen geeignet und daher durchzuführen.

Das **Zusatzprogramm** der bodenmikrobiologischen Zustandsinventur ist für die Bewertung von landwirtschaftlichen Nutzungsformen, Dünge- und Pflanzenschutzmaßnahmen sowie für die Beurteilung des Einsatzes von Agrarhilfsstoffen und des Einflusses von Schadstoffen geeignet. Zusätzlich zum Basisprogramm werden folgende Untersuchungsparameter empfohlen:

- Einfluß von Kulturmaßnahmen: Xylanase-Aktivität, Urease-Aktivität, potentielle Denitrifikation, Phosphatase-Aktivität.

- Beurteilung der Schadstoffbelastung: Bodenatmung - CO₂-Freisetzung, Xylanase-Aktivität, Urease-Aktivität, potentielle Nitrifikation, potentielle Denitrifikation, Phosphatase-Aktivität, Arylsulfatase-Aktivität, Dehydrogenase-Aktivität.

Für mikrobiologische Untersuchungen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung sind die Probenahmezeitpunkte so zu wählen, daß keine klimatisch- und bewirtschaftungsbedingten Extrembedingungen auftreten. Optimale Termine sind das zeitige Frühjahr und der späte Herbst. Folgende Voraussetzungen sind zu beachten: Es sollten keine extremen Bodenverhältnisse wie starke Übernässung oder Austrocknung vorliegen, zwischen Düngung und Probenahme ist ein Zeitabstand einzuhalten (bei mineralischer Düngung vier bis sechs Wochen, bei organischer Düngung etwa drei Monate). Für die meisten Bodendauerbeobachtungsflächen ist die Probenahmewiederholung, wie in den Kapiteln 5.6 und 5.7 vorgeschlagen, ausreichend. Für die Untersuchung von speziellen Fragestellungen wird jedoch empfohlen, ganze Jahresgänge zu untersuchen.

Bei erhöhter Probenahmedichte sollte jedoch auf eine eigene Fläche (Fläche für saisonale Beprobung) für mikrobiologische Untersuchungen (Raster wie unter Kap. 5.1) ausgewichen werden, um die Bodendauerbeobachtungsfläche durch die intensive Beprobung nicht zu stark zu beeinflussen.

5.11.2 Bodenzologische Veränderungen

Die Untersuchung bodenzologischer Veränderungen gehört zum fakultativen Programm. Die zu untersuchenden Parameter hängen von der Nutzungsart der Böden ab. Die Durchführung erfolgt nach Schinner et al. (1993) bzw. Schinner et al. (1996).

5.12 VEGETATIONSUNTERSUCHUNGEN

Untersuchungen zu Vegetationsveränderungen können frühzeitig Veränderungen von Ökosystemen und Bodenänderungen aufzeigen. Durch Eutrophierung (z. B. N-Einträge) oder Nährstoffverarmung und Versauerung kommt es zu Verschiebungen von Pflanzengesellschaften, die eine Indikatorfunktion für das Ökosystem darstellen können.

Zur Beobachtung von Veränderungen in der Bodenvegetation (Wald, Dauergrünland) können Aufnahmen als Frequenzanalysen durchgeführt werden.

Dabei wird ein 1 m² großer Metallrahmen mit 1 dm Draht-Unterteilung benützt. Als kleinste Beurteilungseinheit dient somit 1 dm². Die Häufigkeit des Vorkommens einer Art in den 100 dm² gibt Auskunft über die Frequenz der Art der 1 m² Fläche. Es sind mehrere Wiederholungen auf der Fläche nötig.

6 **INDIREKTES MONITORING VON BODENVERÄNDERUNGEN ÜBER STOFFFLUSSMESSUNGEN**

Stoffflußmessungen werden an ausgewählten Bodendauerbeobachtungsflächen empfohlen um einen Bezug zu externen Einflußgrößen, wie Immissionen herstellen zu können. Über Input- Outputmessungen können Bodenveränderungen am schnellsten erkannt werden. Weiters tragen sie dazu bei, Bodenprozesse zu identifizieren und Risiken für die Zukunft abzuschätzen.

Stoffflußmessungen werden an eigens dafür eingerichteten Meßflächen (siehe Abb. 6.1) durchgeführt.

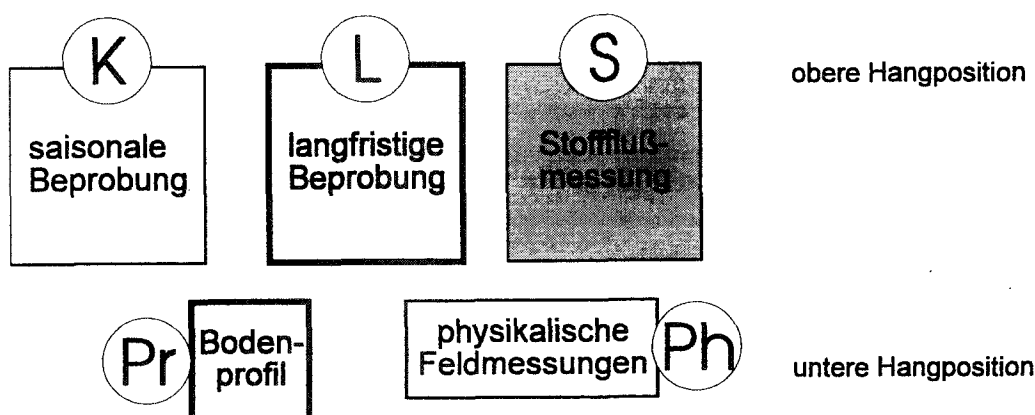


Abb. 6.1: Mögliche Anordnung einer Fläche für Stoffflußmessungen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung (schematisch).

Zur Berechnung von Stoffflüssen sind Input- und Outputmessungen sowie Messungen von internen Umsetzungen notwendig.

Auf einer Fläche für Stoffflußmessungen müssen daher Einrichtungen zur Erfassung folgender Parameter installiert werden:

- Qualität und Quantität der trockenen und nassen Deposition
(Freilandniederschlag/Bestandesniederschlag)
- Stammabfluß (an Buchenstandorten)
- Pflanzen und Futterrückstände
- Dünge- und Pflanzenschutzmittel
- Qualität und Quantität der Bodenlösung
- Ernteprodukte
- Qualität und Quantität des Gebietsabflusses
(kann in der Regel nicht im unmittelbaren Bereich der Bodendauerbeobachtungsfläche erfolgen)
Hierbei sind auch Oberflächenabfluß, Hangwasserabfluß, Drainage und Erosion zu berücksichtigen.

Bei Durchführung von Stoffflußmessungen müssen zur Modellierung von Wasserbewegungen im Boden auf derselben Fläche Einrichtungen zur Messung des

- Wassergehaltes und der
- Saugspannung

vorgesehen werden.

Stoffflußmessungen werden nach verschiedensten Methoden durchgeführt, die oft an die Situationen auf den Meßflächen angepaßt sind. Welche Methoden bei der Bodendauerbeobachtung angewendet werden, liegt daher im Ermessen des Betreibers, ist aber auch von den zu bestimmenden Stoffen abhängig. Es muß jedoch zu einer lückenlosen Erfassung obengenannter Parameter kommen.

Im folgenden werden einige Methoden zur Input- und Outputmessung empfohlen, die nach Erfahrung der Autoren geeignet sind. Es können jedoch auch andere Methoden verwendet werden, sofern sie die Kriterien einer lückenlosen und unverfälschten Erfassung der zu untersuchenden Stoffe erfüllen.

6.1 STOFFEINTRAGSMESSUNGEN

6.1.1 Quantitative und qualitative Erfassung der Deposition

6.1.1.1 Erfassung des Freiland- bzw. Bestandesniederschlages

Zur Erfassung von Freilandniederschlägen und Depositionen ist es am günstigsten, die Einrichtungen meteorologischer Stationen und Luftgütemeßstellen (siehe Anhang) zu benützen. Falls das nicht möglich ist, bzw. auf Grund der unterschiedlichen Situation im Forst im Vergleich zum Freiland müssen eigene Meßsysteme aufgebaut werden.

- Quantitative Erfassung der trockenen und nassen Deposition im Freiland und Forstbestand.

Zur quantitativen Bestimmung des Freiland- und Bestandesniederschlages haben sich Methoden mit Bulksammlern bewährt.

- Qualitative Erfassung der trockenen und nassen Deposition im Freiland und Forstbestand.

Es werden Kollektoren zur quantitativen und qualitativen Bestimmung des Niederschlages installiert. Eine Möglichkeit zur quantitativen und qualitativen Bestimmung der Deposition stellt der "Bulk-Sammler", wie er am Inst. für Waldökologie der Univ. f. Bodenkultur verwendet wird dar (siehe Abb. 6.1.1.1.1). Sollen Spurenelementanalysen durchgeführt werden, müssen alle mit der Probe in Berührung gelangenden Teile aus reinem Polyethylen sein, um Adsorptions- oder Austauschvorgänge zu vermeiden.

Falls auch organische Verbindungen erfaßt werden sollen, muß auf ein anderes Material (Teflon, Aluminium, Edelstahl) zurückgegriffen werden. In jeder Meßfläche sollen mindestens 10 dieser Sammelvorrichtungen in ca. 1 m Höhe angebracht werden. Die Verteilung über die Fläche soll nach einem fixen Schema erfolgen, um Zufallsverteilung zu gewährleisten.

Die Schneesammlung ist mit allen Systemen problematisch, da der Schnee leicht ausgeblasen wird oder anfriert. Günstig erscheint es über den Winter hohe Schneeimer (25-30 cm Ø) mit eingehängten Kunststoffsäcken aufzustellen oder Kunststoffsäcke in die Bulksammler zu hängen, damit der Niederschlag nicht an den Gefäßwänden anfriert.

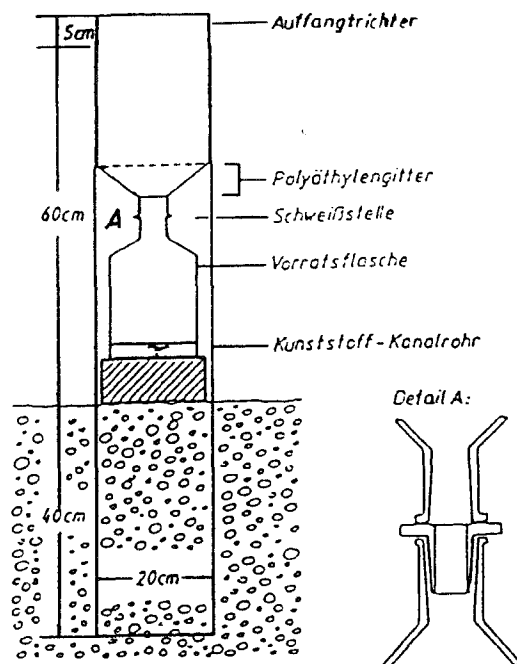


Abb. 6.1.1.1.1: Bulk-Sammler nach Inst. für Waldökologie der Univ. f. Bodenkultur

Die Sammler sollen während der warmen Jahreszeit mindestens einmal wöchentlich beprobt werden, um allzu starke Verdunstungen bzw. mikrobielles Wachstum zu verhindern. Bei niedrigeren Lufttemperaturen ($<5^{\circ}\text{C}$) können auch längere Intervalle eingehalten werden.

Die Gesamtmenge aus allen Sammlern muß erfaßt werden und die geworbene Probe muß den Inhalt aller Sammler repräsentieren. Dies wird am einfachsten durch Zusammenleeren aller Sammlerinhalt in ein Gefäß, Bestimmung dieser Gesamtmenge und Probenahme aus dieser durchmischten Gesamtprobe erreicht. Offensichtlich verschmutzte Einzelproben, (z. B. durch Vogelkot) sind zu verwerfen. Dies muß jedoch dokumentiert und bei der Auswertung berücksichtigt werden.

Die Bestimmung der Elementkonzentrationen kann aus Kostengründen über einen längeren Zeitraum erfolgen. Dazu können die wöchentlich gesammelten Proben aliquot zu einer Mischprobe vereint werden.

Falls Spurenelemente analysiert werden sollen, ist darauf zu achten, daß es weder zu Kontaminationen noch zu Adsorptionsvorgängen durch die Probenahme und Transportbehälter kommt. Weiters ist bei hohen Temperaturen darauf zu achten, daß es zu keinen Verdunstungen kommt.

6.1.1.2 Erfassung des Stammabflusses

Für Meßflächen an Buchenstandorten ist neben der Erfassung des Kronendurchlasses auch die Bestimmung des Stammabflusses notwendig. Dafür werden an mehreren (ca. 10) Bäumen Sammelvorrichtungen zur Erfassung dieses Teiles des Bestandesniederschlages installiert. Hierzu wird in einer Höhe von ca. 1,5 m eine Manschette dicht um den Stamm gelegt, über welche der herablaufende Niederschlag zu einem eingesetzten Trichter gelenkt wird. Von dort wird er über einen PE-Schlauch in ein Faß (100-200 l Volumen) geleitet (siehe Abb. 6.1.1.2.1). In niederschlagsreichen Gebieten bzw. bei einem Probenahmeintervall von länger als einer Woche wird die Koppelung von mehreren Fässern empfohlen.

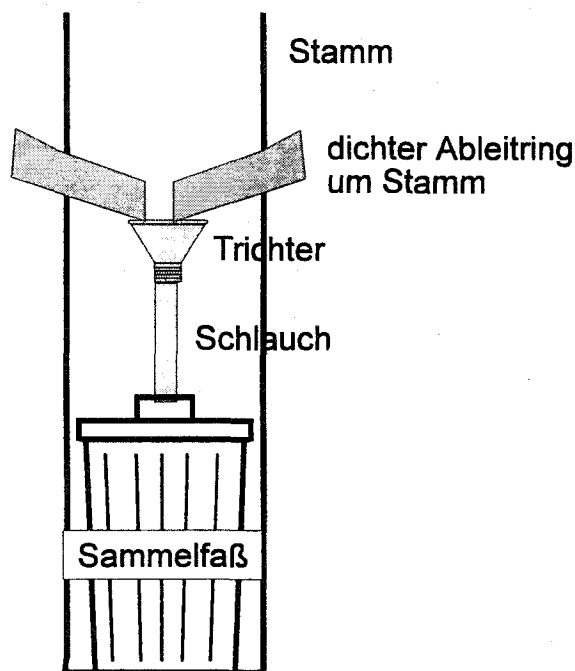


Abb.6.1.1.2.1: Schematischer Aufbau eines Stammabflußsammlers

Die aufgefangene Niederschlagsmenge wird mengenmäßig erfaßt und auf den Kronendurchmesser der beprobten Bäume bezogen.

Die Analytik wird aus einer Teilprobe durchgeführt. Die zur Elementanalyse gelangenden Wässer können aus Kostengründen über einen längeren Zeitraum aliquot zur Niederschlagsmenge zusammengemischt werden.

An allen Depositionsproben (siehe Kapitel 6.1.1) sind folgende Parameter zu analysieren:

- pH-Wert
- Leitfähigkeit
- SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-}
- NH_4^+
- N-Gesamt
- Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+
- Spurenelemente
- DOC

6.1.2 Quantitative und qualitative Erfassung von Streufall und Pflanzenrückständen

6.1.2.1 Erfassung des Streufalles

Die Streu wird auf allen Meßflächen im Wald gesammelt. Hierzu können feinmaschige PE-Netze auf einem quadratischen Holzrahmen verwendet werden. Der Rahmen soll ca. 20 cm hoch sein, damit die Streu quantitativ gesammelt werden kann und der Wind das Laub zwischen den Entleerungen nicht zu stark ausbläst. Bei der Rahmenmethode entspricht die Streuverwehung in etwa der Verwehung vom Boden. Will man Streuerauswehungen durch den Wind weitgehend vermeiden, bietet sich ein Sammelsack an. Dieser hängt nach oben offen auf einem Rahmen und kann durch eine Öffnung am unteren Ende entleert werden.

Die Auffangfläche eines Sammlers soll 1 m² betragen, wobei bei der Aufstellung zu beachten ist, daß diese auch in hängigem Gelände waagrecht steht. Auf jeder Meßfläche sind mindestens fünf Streusammler nach jeweils dem selben Muster aufzustellen.

Die Gesamtstreumassen pro Flächeneinheit werden bestimmt und Teilproben auf Nähr- und Schadstoffe im Säureaufschluß analysiert.

6.1.2.2 Erfassung von Pflanzenrückständen

Pflanzenrückstände wie Stroh, Wurzelreste, etc. werden direkt bestimmt (Beprobung und Auswiegen auf definierten Flächen - Analyse auf durchschnittliche Konzentrationen), was jedoch sehr arbeits- und kostenintensiv ist.

6.1.3 Einträge über Düngemittel

6.1.3.1 Einträge über Wirtschaftsdünger

Einträge über Wirtschaftsdünger werden über die in den Schlagkarteien erfaßten Aufwandsmengen sowie den mittleren Elementgehalten der Dünger berechnet. Die Elementgehalte müssen auf Grund der unterschiedlichen Zusammensetzungen der Wirtschaftsdünger mindestens einmal jährlich bestimmt werden.

6.1.3.2 Einträge über Handelsdünger

Einträge über Handelsdünger werden über die in den Schlagkarteien erfaßten Aufwandsmengen sowie die Elementgehalte berechnet. Die Nährstoffgehalte und deren Verbindungen in den Handelsdüngern sind bekannt. Spurenelementgehalte können entweder von den Herstellern erfragt, oder müssen untersucht werden.

6.1.4 Einträge über Pflanzenschutzmittel

Einträge über Pflanzenschutzmittel werden wie bei Düngemittel kalkuliert.

6.2 INTERNE STOFFUMSETZUNGEN UND STOFFAUSTRAGSMES- SUNGEN

6.2.1 Qualität der Bodenlösung

6.2.1.1 Gewinnung der Bodenlösung

Zur qualitativen Beurteilung der Bodenlösung werden Saugsondenanlagen eingesetzt, bei denen das Bodenwasser durch ein Filterelement abgesaugt wird. Hierbei ist zu beachten, daß die Bodenlösung in ihrer Zusammensetzung beim Durchtritt durch die Membran (Filterelement) möglichst unverändert bleibt. Sowohl für Makroelement- wie auch Spurenelementmessungen eignen sich am besten Kunststoffmembranen, während Keramiken auf Grund ihrer Sorptionseigenschaften vor allem für Spurenelemente ungeeignet sind (Wenzel und Wieshammer, 1995). Über geeignete Membranen zur Messung von organischen Verbindungen liegen noch wenig Erfahrungswerte vor. Auch hier stellt die Veränderung der Zusammensetzung der Bodenlösung das größte Problem dar (siehe Guggenberger und Zech, 1992).

Die Saugsondenanlagen müssen auf einer eigens dafür vorgesehenen Fläche eingebaut werden, da im Zuge des Einbaus Aufgrabungen nötig sind. Die Sonden sind so zu setzen, daß der Wasserfluß bis zur Membran möglichst wenig gestört wird. Es wird vorgeschlagen in drei Tiefenstufen zu installieren, wobei mindestens drei Wiederholungen pro Tiefenstufe vorzusehen sind:

- 1) in 30 cm Tiefe (und somit bei Ackerland in der Regel unter dem Pflughorizont)
- 2) in 60 cm Tiefe
- 3) in 90 cm Tiefe

Auch ein Einbau entsprechend den Bodenhorizonten ist denkbar, erhöht jedoch den Aufwand.

Von den Sonden gehen Schlauchverbindungen zum Unterdrucktopf mit den Probenahmegefäßen (siehe Abb. 6.2.1.1.1). Diese sind so tief zu setzen, daß einerseits Frostsicherheit gewährleistet ist und es andererseits zu keinen mechanischen Beschädigungen kommen kann. Auf Ackerstandorten kann dies durch die Bodenbearbeitung problematisch werden.

Die Saugsonden sollten derart konzipiert sein, daß sie für diskontinuierlichen Betrieb geeignet sind. Dies stellt zwar hohe Ansprüche an das Material und die Dichtheit, dafür kommt man im Betrieb mit geringer gerätetechnischer Ausstattung aus. Zudem wird das Saugspannungsfeld in der Umgebung der Saugsonden durch diese Betriebsart weniger beeinflusst als bei kontinuierlichem Unterdruck (siehe Wenzel und Wieshammer, 1995).

Zur Gewinnung der Lösung, die durch die Humusaufgabe in Forstböden tritt, sind Plattenlysimeter geeignet. In tieferen Bodenschichten wird das Gefüge durch den Einbau der Platten jedoch wesentlich stärker gestört als beim Einbau von Kerzen, da letztere vom Leitungsgraben weg über ein exaktes Bohrloch in ungestörten Boden eingesetzt werden können.

Aus der so gewonnenen Bodenlösung kann nur die Stoffkonzentration bestimmt werden. Stoffmengen ergeben sich aus der Multiplikation der Konzentrationen mit den Wassermengen (Wasserfluß: siehe Kap. 6.2.2).

Alternativ zu Saugkerzen können auch Lysimeteranlagen verwendet werden.

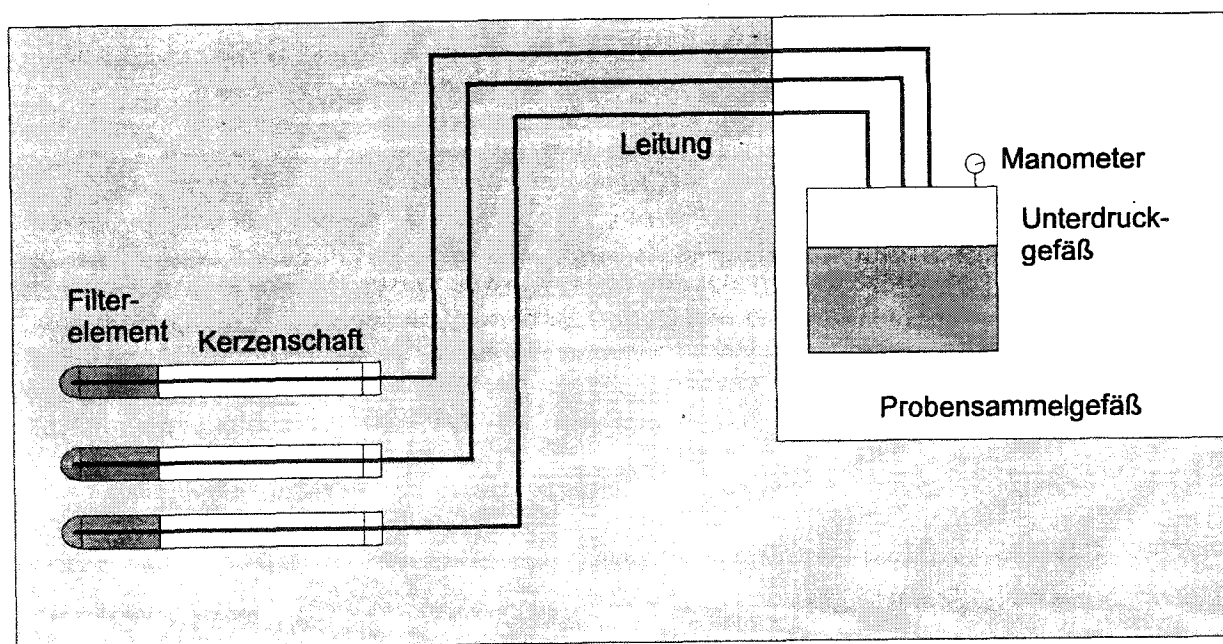


Abb. 6.2.1.1.1: Schematischer Aufbau einer Saugsondenanlage)

Aus Kostengründen können die Bodenlösungen zur Analyse über einen Zeitraum von einigen Wochen zu eine Mischprobe vereint werden. Folgende Parameter sind darin zu untersuchen:

- Menge: ist aus Bodenwasserhaushaltsmessungen bzw. Modell erhältlich
- pH-Wert
- Leitfähigkeit
- SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , F^- , PO_4^{3-}
- NH_4^+
- N-Gesamt
- Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ ,
- Spurenelemente (nur bei Verwendung von Saugkerzen mit nicht adsorbierenden Oberflächen - Kunststoffmembran)
- DOC

6.2.2 Hydraulische Bedingungen - Bodenphysikalische Messungen zur quantitativen Abschätzung der Bodenwasserverhältnisse

Ziel des indirekten Bodenmonitorings ist, durch Stoffflußmessungen und unter Einsatz von Prognosemodellen Bodenveränderungen frühzeitig zu erkennen. Da der Stofftransport im Boden in engem Zusammenhang mit der Wasserbewegung steht (konvektiver Transport von wasserlöslichen Substanzen, Abhängigkeit der Diffusion vom Wassergehalt, kolbenförmige Verlagerung von nicht mit Wasser mischbaren Substanzen), ist für den Einsatz von Modellberechnungen eine exakte Erfassung des Bodenwasserhaushaltes notwendig. Die dabei zu bestimmenden bodenphysikalischen Parameter und Meßwerte dienen einerseits als Inputparameter für ein Bodenwasserhaushaltsmodell (Wassergehalts - Saugspannungscharakteristik, Wasserleitfähigkeit), andererseits zur Kalibration und Validierung des Modells am jeweiligen Standort (Wassergehalt, Saugspannung).

Folgende Parameter sollen dafür erhoben werden:

(Beschreibung im Kapitel Analytik)

- Wassergehalt-Saugspannungscharakteristik (pF-Kurve)
- Wasserleitfähigkeit (gesättigt und ungesättigt)
- Wassergehalt (Bestimmung auf Meßfläche)
- Saugspannung: das Matrixpotential (Saugspannung) wird mittels Tensiometern ermittelt (Bestimmung auf Meßfläche).

Zur Bestimmung der Bodenwasserverhältnisse müssen die beiden Parameter Wassergehalt und Saugspannung periodisch in den Flächen für Stoffflußmessungen erhoben werden. Dazu sind Methoden anzuwenden, die fest installierte Geräte bzw. Anlagen benützen und eine Bestimmung über lange Zeit ohne Zerstörung der Fläche erlauben.

Zur Bestimmung des volumetrischen Wassergehaltes können indirekte Methoden, wie z. B. solche, die auf der Dielektrizität beruhen, angewandt werden. Hierzu gehören Time-Domain Reflectometrie (TDR) oder die Messung mit einem von Professor Kuraz entwickelten mobilen Meßgerät (Kuraz, 1981). Alle diese Methoden sind zu eichen.

Das Matrixpotential (Saugspannung) wird mittels Tensiometern gemessen. Diese sollten in analogen Tiefenstufen zu den Saugsonden eingebaut werden, wobei mindestens drei Wiederholungen je Tiefenstufe nötig sind. Während der Wintermonate ist auf eine Füllung mit Frostschutzmitteln zu achten. Die Anforderungen an die Tensiometer und Feuchtemeßgeräte sowie die dazugehörenden Meßeinheiten sind im Kapitel 7.1.8 und 7.1.9 beschrieben.

6.2.3 Qualität und Quantität des Gebietsabflusses

Der Gebietsabfluß steht nicht für einen Punkt (Meßfläche) sondern jeweils für das gesamte Einzugsgebiet. Deshalb erwachsen oft Schwierigkeiten der Zuordnung zu punktuellen Meßeinrichtungen, insbesondere bei Erfassen von Stoffflüssen in landwirtschaftlichen Einzugsgebieten (z. B. Nitrat). Bei spezifischen Fragestellungen, z. B. Schwermetallaustrag in stark versauerten Waldökosystemen mit großem Unterschied im Stoffaustrag mit dem Sickerwasser und dem Austrag ins Gewässer) und in kleinen und homogenen Einzugsgebieten können u. U. semiquantitative Methoden signifikante Ergebnisse liefern.

Da es sich um eine Spezialfragestellung handelt, wird auf die einschlägige Literatur verwiesen. Bei der Einrichtung der Beprobungsstellen für Stoffflußmessungen in einem Einzugsgebiet wird geraten, einen Hydrogeologen beizuziehen.

Der Gebietsabfluß wird regelmäßig am tiefsten Punkt des Einzugsgebietes gemessen (z. B. Meßwehr, Pegelmessung). Zur Bestimmung der Stoffkonzentrationen werden an der selben Stelle Proben gezogen.

Die Analysen sind von der Fragestellung abhängig. Häufig werden folgende Parameter in Betracht gezogen:

- pH-Wert
- Leitfähigkeit
- SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-}
- NH_4^+
- N-Gesamt
- Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+
- Spurenelemente
- DOC

6.2.4 Ernteprodukte

- Holz

Die mit dem Ernteprodukt Holz abgeführten Elemente lassen sich über die Holz-mengen und den darin enthaltenen Stoffmengen berechnen. Das Holzvolumen läßt sich aus den Zuwachsraten ermitteln, sodaß der Stoffvorrat in den stehenden Bäumen ebenfalls berechnet werden kann. Die Stoffkonzentrationen im Holz müssen, soweit keine gebiets- und baumspezifischen Literaturangaben vorliegen, ermittelt werden.

- Landwirtschaftliche Produkte

Die Elementabfuhr über landwirtschaftliche Produkte vom Feld kann bei definierten Erntebedingungen wie z. B. Getreidedrusch, Grünlandmahd über Erntemenge und Stoffkonzentration berechnet werden. Auf beweideten Flächen (Weiden, Almen) ist dies erheblich schwieriger. Eine Möglichkeit zur näherungsweisen Bestimmung der Futtermenge ist das stichprobenweise Abernten auf genau definierten Flächen (Auflegen von Rahmen) in mehreren Wiederholungen.

Ein gleichmäßiger Pflanzenbestand ist eine wesentliche Voraussetzung, da Fehlstellen in der Ertragsbestimmung meist problematisch sind. Jedenfalls sind unter Beachtung der Bestandesvariabilität mehrere Wiederholungen anzulegen.

7 ANALYTIK

Die Untersuchungsmethoden für die Bodendauerbeobachtung in Österreich sollen sowohl mit den Methoden der Bodenzustandsinventur (Blum et al., 1996), der Konzeption "Bodendauerbeobachtungsflächen" der Arge Alp (Arge Alp, 1994), des UN/ECE-Forest-Programmes (Flemish Soil Experts Group, 1991) und des Integrated Monitoring (Pylvänäinen, 1993; Frank et al., 1992) vergleichbar sein. Die für die Bodendauerbeobachtung vorgeschlagenen Analysemethoden sind in Tabelle 7.1 zusammengefaßt. In den Tabellen 7.2 bis 7.5 ab Seite 80 finden sich die Gegenüberstellungen von Normen und Vorschriften zu physikalischen, chemischen, biologischen und biochemischen Untersuchungen und zur Bestimmung organischer Schadstoffe in Österreich (Konzept), BZI, Bodendauerbeobachtung nach Arge Alp, UN/ECE-ICP-Forest und Integrated Monitoring.

Die Methoden der Bodenzustandsinventur nehmen auf die ÖNORMEN Bezug. In der Neuauflage (Blum et al., 1996) werden mehrere Methoden, v. a. zur Schwermetallextraktion, zur freien Auswahl angeführt.

Im UN/ECE - ICP - Forest - Programm werden Referenzmethoden angeführt, die jedoch nicht verbindlich sind. Den Ländern ist es somit gestattet, ihre eigenen Normen zu verwenden, wobei auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu achten ist. In Österreich werden daher die Untersuchungen der Level II Flächen nach den ÖNORMEN durchgeführt (persönliche Mitteilung Dr. F. Mutsch, FBVA, 1995).

Die Arge Alp schlägt für die Analysen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung ISO-Normen vor, wobei teilweise DIN und/oder ÖNORMEN alternativ verwendet werden können.

Im "Manual for Integrated Monitoring" bezieht man sich auf ISO-Normen, sowie auf Methoden des ICP-Forest (Pylvänäinen, 1993). In Österreich erfolgen die Bodenuntersuchungen des Integrated Monitoring - Programmes nach den ÖNORMEN (Frank et al., 1992).

Tab. 7.1: Die für die Bodendauerbeobachtung in Österreich vorgeschlagenen Analysemethoden.

Parameter	Vorgeschlagene Methode
Wassergehalts- Saugspannungsschakteristik	ISO/DIS 11274
Gesättigte Wasserleitfähigkeit	ÖNORM L 1065 oder Geländemethode (ÖNORM L 1066 oder Reynolds and Elrick, 1985a)
Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Zustand	Plagge (1991) oder Mualem (1986)
Korngrößenzusammensetzung	ÖNORM L 1061 und ÖNORM B 4412
Feststoffdichte	ÖNORM L 1068
Lagerungsdichte	ÖNORM L 1068 oder DIN/ISO 11272
Porengrößenverteilung	ISO/DIS 11274 sowie ÖNORM L 1069
Aggregatstabilität	Murer et al., 1993
Wassergehalt	TDR
Saugspannung	ISO/TC 11276

Tab. 7.1: Die für die Bodendauerbeobachtung in Österreich vorgeschlagenen Analysemethoden - Fortsetzung.

Parameter	Vorgeschlagene Methode
pH	ÖNORM L-1083
C _{org}	ÖNORM L-1080 oder ÖNORM L-1081
N _{tot}	ÖNORM L-1082 oder N-Analyzer
Carbonat	ÖNORM L-1084
Austauschbare Kationen u. KAK	ÖNORM L-1086
Wasserauszug für Kationen, Anionen und Leitfähigkeit	ÖNORM L-1092 (Sättigungswasserextrakt oder 1:10)
Mobile Schwermetalle	Ammoniumnitrat 1:2,5 (DIN V 19730)
Säureaufschluß	ÖNORM L-1085 Königswasser bzw. Salpetersäure/Perchlorsäure
Echte Gesamtgehalte	XRF, Flußsäure
Pedogene Fe-, Al- u. Mn-Oxide	Ammonoxalat (pH 3,25) u. Dithionit-Citrat (pH 7,3)
Gesamtschwefel	S-Analyser

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	freie Methodenwahl
Polychlorierte Biphenyle und andere schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	freie Methodenwahl
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	freie Methodenwahl
PCDD/PCDF	freie Methodenwahl

Mikrobielle Biomasse (SIR)	Schinner et al. (1993)
Stickstoffmineralisation	Schinner et al. (1993)
Bodeneatmung - CO ₂ -Freisetzung	Jäggi (1976)
Xylanaseaktivität	Schinner u. Mersi (1990)
Ureaseaktivität	Kandeler u. Gerber (1988)
potentielle Denitrifikation	Ryden et al. 1979
potentielle Nitrifikation	Berg und Rosswall (1985)
Phosphataseaktivität	Hoffmann (1968)
Arylsulfataseaktivität	Tabatabai u. Bremner (1970)
Dehydrogenase-Aktivität	Thalmann (1968)
Bodentiere	Schinner et al. (1993)

7.1 PHYSIKALISCHE UNTERSUCHUNGEN

7.1.1 Bestimmung der Korngrößenverteilung (Textur)

ÖNORM L 1061

Bestimmung der Korngrößenverteilung des mineralischen Feinbodens

ÖNORM B 4412

Erd- und Grundbau; Untersuchungen von Bodenproben, Korngrößenverteilung

ISO/DIS 11277

Soil quality - Determination of particle size distribution in mineral soil material - Method by sieving and sedimentation following removal of soluble salts, organic matter and carbonates

DIN 19683

Blatt 1: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung durch Siebung

Blatt 2: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat

Als Standardmethode für die Bestimmung der Korngrößenverteilung wird ein kombiniertes Naßsieb- und Sedimentationsverfahren nach ÖNORM L 1061 und ÖNORM B 4412 vorgeschlagen.

Folgende Einzelheiten sollten aber berücksichtigt werden:

- auf eine vollständige Dispergierung des Probenmaterials muß geachtet werden. Bei einer Ausflockung der Sedimentationslösung sind die leicht löslichen Salze zu entfernen. Eine Zerstörung der Carbonate wird in der ÖNORM sowie der ISO-Norm freigestellt. Da Carbonatteilchen auch noch in der Tonfraktion gefunden werden können, jedoch andere Eigenschaften als Tonminerale aufweisen, erscheint ihre Zerstörung angebracht. Durch die übliche Behandlung mit 15 % H_2O_2 wird jedoch ein Großteil zerstört. In jedem Fall ist die genaue Methode der Durchführung anzugeben.
- die Einteilung bzw. die Abgrenzung der Korngrößenklassen wird nach ÖNORM L 1050 vorgenommen. Diese ist ident mit der Einteilung nach DIN 4220.
- es sollte eine genügend hohe Anzahl an Korngrößenfraktionen (mindestens 3 Sand-, 3 Schluff- und eine Tonfraktion) bestimmt werden, um gegebenenfalls aus der ermittelten Korngrößenkurve die entsprechenden Fraktionen anderer Korngrößeneinteilungen entnehmen zu können (z. B.: Einteilung nach FAO).

7.1.2 Bestimmung der Feststoffdichte

ÖNORM L 1068

Bestimmung der Dichte von Böden

DIN/ISO 11508

Bestimmung der Feststoffdichte

Die Feststoffdichte dient zusammen mit der Lagerungsdichte zur Berechnung des Porenvolumens einer Bodenprobe.

Die Korngrößenverteilung und Feststoffdichte sind für die allgemeine Charakterisierung von Dauerbeobachtungsflächen (Grunduntersuchung) wichtig, können allerdings für direktes oder indirektes Monitoring nicht herangezogen werden, da die damit gemessenen Bodeneigenschaften (trotz anthropogener Beeinflussung) kaum oder nur innerhalb sehr langer Zeiträume Veränderungen unterliegen.

Physikalische Untersuchungen für direktes Monitoring:

Für eine Beurteilung der Bodenstruktur bzw. deren anthropogen bedingter Veränderungen werden Methoden zur Erfassung des Gesamtporenvolumens und der Porenverteilung vorgeschlagen. Anthropogene Veränderungen der Bodenstruktur (wie z. B. Verdichtung durch landwirtschaftliche Bodennutzung) muß sich aber nicht zwingend in einer Veränderung des Porenvolumens auswirken (Scheffer/Schachtschabel, 1992). Es müssen daher auch eigene Methoden angewandt werden, um eine Veränderung der Porenverteilung und Porenkontinuität zu erfassen.

Eine direkte Bestimmung der Porenverteilung ist nur mit Hilfe der Saugspannungs - Wasserhaltsbeziehung (pF-Kurve) möglich.

Als weitere Methode für Bodendauerbeobachtungsflächen kann auf Grund der (relativ) einfachen Handhabung und routinemäßigen Durchführbarkeit die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im wassergesättigten Zustand des Bodens eingesetzt werden (Hartge und Horn, 1989).

Die Anfälligkeit von Böden für Verschlammung und Verkrustung und die Erodibilität von Böden hängt von der Wasserstabilität der Aggregate ab (Roth, 1992; Hartge und Horn, 1989; Kemper und Rosenau, 1986).

7.1.3 Lagerungsdichte (Rohdichte, Trockendichte)

7.1.3.1 Lagerungsdichte steinfreier Böden oder Böden mit geringem Steingehalt

ÖNORM L 1068

Bestimmung der Dichte von Böden

DIN/ISO 11272

Bestimmung der Trockenrohndichte

Als Standardmethode für die Bestimmung der Lagerungsdichte steinfreier Böden oder Böden mit geringem Gehalt an Steinen wird die Methode nach ÖNORM L 1068 vorgeschlagen.

Bei der Entnahme der Bodenproben mit Hilfe von Stechzylindern ist zusätzlich auf folgende Punkte Augenmerk zu legen:

- die bei Bodendauerbeobachtung geforderte Flächenrepräsentativität ist durch die Entnahme von Stechzylindern in vorher eröffneten Bodenprofilen als kritisch zu beurteilen, da dies bei einer regelmäßigen Rasterbeprobung zu einem großen Bodenverbrauch und einem hohen Arbeitsaufwand führen würde. Deshalb erfolgt die Beprobung auf eigens für die Bodenphysik eingerichteten Flächen.
- die Stechzylindergröße ist auf die Bodenhomogenität und die Anzahl der Wiederholungen abzustimmen. Die Größe der Stechzylinder sollte 100 cm^3 nicht unterschreiten, besser ist eine Größe von 200 cm^3 oder mehr.
- auf den Meßzeitpunkt ist zu achten, da einerseits bei zu feuchten Bodenbedingungen Verpressungen bei der Entnahme von Stechzylindern entstehen können, andererseits eine durch sommerliche Trockenphasen bedingte Verhärtung des Bodens eine Entnahme von Stechzylindern fast unmöglich macht. Um die zeitliche Variabilität der Lagerungsdichte zu erfassen, ist unter solchen Umständen auf Ausweichmethoden zurückzugreifen (siehe Kap. 7.1.3.2 Volumenersatzverfahren, Bestimmung der Klumpendichte).
- Böden mit vom Wassergehalt abhängigem variablen Volumen können eine hohe zeitliche Variabilität aufweisen. Bei solchen Böden ist der aktuelle Wassergehalt der Bodenprobe jedenfalls mitzubestimmen. Eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse unter solchen Umständen ist nur bei einem gleichen aktuellen Wassergehalt der Bodenprobe gegeben. Es empfiehlt sich dabei eine Entnahme der Stechzylinder bei Feldkapazität des Bodens.

7.1.3.2 Bestimmung der Lagerungsdichte bei steinreichen Böden

Bei Böden mit einem höheren Gehalt an Kies und/oder Steinen und bei Waldböden mit starker Durchwurzelung sind Ersatzmethoden für die Bestimmung der Lagerungsdichte heranzuziehen.

Volumenersatzverfahren

Das Volumen der entnommenen Bodenmenge wird mit Hilfe verschiedener Techniken bestimmt (DIN/ISO 11272 Bestimmung der Trockenrohdichte; Blake und Hartge, 1986; Burke et al., 1986). Bei der Verwendung von Sand zur Rückverfüllung der Grube ist vor allem auf eine gleichmäßige Schüttdichte zu achten. Wird die Grube mit einer Kunststoffolie oder einem Ballon ausgekleidet, kann Wasser zur Bestimmung des Volumens herangezogen werden.

Bei der Größe der ausgehobenen Grube ist vor allem auf den maximalen Durchmesser des Bodenskelettes zu achten. Durch größere Bodenvolumina ist normalerweise eine größere Genauigkeit zu erzielen, da die kleinsträumige Variabilität besser erfaßt wird (Burke et al., 1986).

Bei der Bodendauerbeobachtung kann im Vergleich zur Bestimmung der Lagerungsdichte mit Stechzylinder bei Verwendung von Volumenersatzverfahren auf Grund von größerem Flächenverbrauch und Arbeitsaufwand nur mit einer geringeren Anzahl von Wiederholungen gearbeitet werden. Dies ist durch Entnahme von größeren Bodenvolumina wettzumachen.

Klumpenverfahren

Mit Hilfe des Klumpenverfahrens wird die Dichte von Aggregaten und durch Bodenbearbeitung geschaffenen Bodenfragmenten (Bröckel, Klumpen) erfaßt. Es wird dabei der Boden mit einem wasserabstoßenden oder wasserdichten Material wie z. B. Öl (DIN/ISO 11272 Bestimmung der Trockenrohdichte) oder einem geeigneten Kunststoff (Blake und Hartge, 1986) umgeben und das Volumen durch Tauchwägung bestimmt. Nach der Wiegung des getrockneten Klumpens wird die Lagerungsdichte aus dem Verhältnis Masse zu Volumen bestimmt.

Soll der Einfluß des Schrumpfens/Quellens auf die Lagerungsdichte des Bodens ermittelt werden, wird der Boden mit einem elastischen Kunststoff ummantelt und das Volumen des feuchten und bei 105 °C getrockneten Bodens bestimmt.

7.1.4 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im gesättigten Zustand des Bodens

ÖNORM L 1065

Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in gesättigten Zylinderproben

DIN 19683

Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben

Zur Bestimmung der Wasserleitfähigkeit (Wasserdurchlässigkeit) können wahlweise eine Labor- und eine Feldmethode angewandt werden. Im Labor wird die Wasserleitfähigkeit an Hand von Stechzylinderproben bestimmt (siehe ÖNORM L 1065; DIN 19683). Im Freiland kann die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit z. B. mit Hilfe des Doppelringinfiltrometers (ÖNORM L 1066) oder des Guelphpermeameters auf einfache Weise in den Flächen für bodenphysikalische Erhebungen durchgeführt werden. Unterschiede sind dabei durch das bei der jeweiligen Methode erfaßte Bodenvolumen gegeben. Bei der Labormethode ist auf Grund des relativ kleinen Stechzylindervolumens mit einer hohen Variabilität zu rechnen. Allerdings können mit Stechzylinder bestimmte Bodenbereiche gezielter beprobt werden. Mit dem Guelphpermeameter wird ein größerer Bodenbereich erfaßt.

7.1.4.1 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben

Die Methoden zur Bestimmung der Wasserleitfähigkeit an Hand von Stechzylinderproben nach ÖNORM L 1065 und DIN 19683 unterscheiden sich nur geringfügig. Die Bestimmung kann daher nach beiden Normen durchgeführt werden. Zusätzlich wird als Medium zum Sättigen der Bodenprobe und zur Durchführung der Messung eine entlüftete, 0,005 molare CaSO_4 Lösung vorgeschlagen (Klute und Dirksen, 1986). Bei langer Sättigungsdauer empfiehlt es sich, Mittel zur Unterdrückung mikrobiellen Wachstums zuzusetzen (z. B. Kupfersulfat, Thymol).

Für die Messung der Wasserleitfähigkeit können die selben Stechzylinder herangezogen werden, die auch zur Bestimmung der Lagerungsdichte dienen. Für die Technik der Probenahme, für die Probenahmezeitpunkte und die zu erwartende zeitliche Variabilität von Bearbeitungshorizonten bzw. von Böden mit quellenden/schrumpfenden Eigenschaften gilt sinngemäß das selbe wie für die Bestimmung der Lagerungsdichte mittels Stechzylinderproben.

Spezielle Vorsicht bei der Entnahme der Stechzylinder ist geboten, um Randstörungen zu vermeiden. Stechzylinder mit Randstörungen dürfen für die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit

higkeit nicht herangezogen werden. Ein Verkanten des Stechzylinders beim Einbringen in den Boden ist zu vermeiden.

Für die Durchführung der Messung sind stationäre (Methode mit konstantem Durchfluß) als auch instationäre Versuchsanordnungen (Methode des fallenden Wasserspiegels) möglich (ÖNORM, DIN).

7.1.4.2 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im Feld

Z. B. mit dem Doppelringinfiltrometer (ÖNORM L1066) oder dem Guelphpermeameter (für diese Methode steht keine Norm zur Verfügung)

Die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im wassergesättigten Zustand des Bodens im Freiland ist durch die Messung der Infiltration von Wasser aus einem Bohrloch in den umgebenden Boden bei konstantgehaltenem Wasserspiegel durchführbar. Ein Gerät, das sowohl das Konstanthalten des Wasserspiegels als auch eine einfache Erfassung der infiltrierenden Wassermenge ermöglicht, ist das Guelphpermeameter (Reynolds und Elrick, 1985a; Elrick und Reynolds, 1992).

Ein Verschmieren und/oder Verdichten der Bohrlochwände ist durch Wahl eines geeigneten Bohrertyps (z. B. Edelmannbohrer, Spiralbohrer) und durch Nachbehandeln der Bohrlochwände mit einer Stahlbürste zu vermeiden. Die Gefahr des Verschmierens der Wände ist vor allem bei feuchten Bodenbedingungen gegeben. Bei Böden mit hohem Steingehalt oder bei stark durchwurzelten Waldböden ist die Auswahl eines geeigneten Bohrertyps besonders wichtig, um ein regelmäßiges Bohrloch zu erhalten. Zum Abschluß des Bohrens wird ein Bohrer verwendet, der einen horizontalen Bohrlochboden erzeugt. Um eine Vergleichbarkeit der Messungen zu gewährleisten, sollte stets der selbe Bohrlochradius und die selbe Stauhöhe im Bohrloch verwendet werden.

Die Messung der Infiltration dauert so lange, bis sich eine konstante Versickerungsrate aus dem Bohrloch in den Boden eingestellt hat. Die dazu benötigte Zeit und Wassermenge ist abhängig vom Bodentyp, dem Anfangswassergehalt und der Bohrlochgeometrie. Das Einstellen konstanter Versickerungsbedingungen kann eine halbe Stunde bei homogenen, sandigen Böden, mehrere Stunden bei Tonböden mit einem niedrigen Anfangswassergehalt betragen. Die benötigte Wassermenge kann 0,5 Liter bis mehrere Liter betragen (Reynolds und Elrick, 1985b)

Die Berechnung der Wasserleitfähigkeit kann aus Infiltrationsmessungen mit einer oder mit zwei unterschiedlichen Stauhöhen erfolgen. Es wird empfohlen, die Auswertung nach der Methode mit einfacher Stauhöhe durchzuführen, da eine Berechnung aus Messungen mit zwei Stauhöhen bedingt durch heterogene Bodenschichten häufig zu falschen Ergebnissen führt (Salverda und Dane, 1992).

7.1.5 Bestimmung der Wasserstabilität von Aggregaten (Gefügestabilität)

Für die Bestimmung der Wasserstabilität von Bodenaggregaten wird ein Siebtauchverfahren nach Murer et al., 1993 (modifiziert nach Kemper und Koch, 1966 zitiert in: Kemper und Rosenau, 1986) in Übereinstimmung mit der ARGE Bodenschutz von Arge Alp, Arge Alpen - Adria und Arge Donau (1994) vorgeschlagen. Eine Norm zu dieser Methode liegt nicht vor.

Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist auf eine Standardisierung der Probenahme, der Lagerungsart und -dauer der Bodenprobe im Labor und der Probenvorbereitung größter Wert zu legen. Die Lagerungsdauer von der Probenahme bis zur Messung sollte nicht mehr

als eine Woche betragen. Für die Probenvorbereitung sind die vorsichtig gewonnenen Aggregate auf einen definierten Wassergehalt oder eine definierte Saugspannung einzustellen, da schon geringe Unterschiede im Wassergehalt der Aggregate, große Veränderungen der Stabilität verursachen können (Gerzabek und Rössner; 1993). Möglichkeiten dafür sind das Trocknen mit Kieselgel oder die Einstellung einer bestimmten Saugspannung mittels Dampfspannungsausgleich zwischen Boden und Luft über Schwefelsäure definierter Konzentration.

Bei der Bestimmung der Aggregatstabilität ist mit einer hohen zeitlichen Variabilität zu rechnen (Kandeler und Murer, 1993). Daher ist der Probenahmezeitpunkt zu definieren bzw. sind Informationen über den jeweiligen Bodenzustand (Wassergehalt des Bodens, Fruchtfolge, klimatische Einflüsse, etc.) anzuführen. Es empfiehlt sich, Querverbindungen mit biologisch-biochemischen Methoden herzustellen.

Die Methoden 7.1.6 bis 7.1.9 können gemeinsam mit dem Niederschlag und den klimatischen Daten zur **Modellierung des Bodenwasserhaushaltes** herangezogen werden. Für die Durchführung wird auf Grund der Komplexität der Wasserhaushaltsmessungen und -modellierungen auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen bzw. sollten Fachleute beigezogen werden.

Die zu bestimmenden bodenphysikalischen Parameter und Meßwerte dienen einerseits als Inputparameter für das Modell (Wassergehalts - Saugspannungscharakteristik, Wasserleitfähigkeit), andererseits zur Kalibrierung und Validierung des Modells am jeweiligen Standort (Wassergehalt, Saugspannung).

7.1.6 Bestimmung der Wassergehalts-Saugspannungscharakteristik von Böden (pF-Kurve)

ÖNORM L 1063

Bestimmung der Druckpotential-Wasseranteilsbeziehung von ungestörten Bodenproben

ÖNORM L 1069

Bestimmung der Feldkapazität von Böden

ISO/DIS 11274

Soil quality - Determination of the water retention characteristic - Laboratory methods

Für die Bestimmung der Wassergehalts-Saugspannungscharakteristik (pF-Kurve) wird empfohlen nach ISO/DIS 11274 vorzugehen, da diese internationale Norm genauere Angaben zur Probenahme, Probenvorbereitung und zu verwendbaren Apparaturen enthält als die entsprechende ÖNORM.

Es sollten pro Bodenhorizont mindestens drei (besser sechs) Stechzylinder zur Bestimmung der pF - Kurve verwendet werden, wobei der Boden, falls es die Mächtigkeit zuläßt, mindestens bis ein Meter Tiefe beprobt werden sollte.

Die Aufsättigung von Bodenproben geringer Gefügestabilität (sandige Böden) sollte nicht durch Überstauen erfolgen, sondern durch kapillare Zufuhr des Sättigungsmediums (0,005 m CaSO₄-Lösung) über ein Sandbett bei angelegter Saugspannung von 3-15 hPa (Plagge, 1991).

Die Bestimmung der Wassergehalts-Saugspannungscharakteristik ist auch als ein Instrument des direkten Monitorings anzusehen. Auf Grund der vergleichsweise starken Beein-

flussung der Meßflächen bei der Entnahme ungestörter Bodenproben wird vorgeschlagen, diese Methoden nur in größeren Zeitabständen über die ganze Profiltiefe durchzuführen, zumal die stärksten Veränderungen im Oberboden zu erwarten sind. Auf eine mögliche jahreszeitliche Variabilität ist zu achten.

Die Wassergehalts - Saugspannungscharakteristik kann als Alternative zur direkten Bestimmung (Plagge, 1991) auch zur Abschätzung der Wasserleitfähigkeit im wasserungesättigten Zustand herangezogen werden (siehe Kap. 7.1.7).

7.1.7 Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im wasserungesättigten Zustand des Bodens

Für die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im wasserungesättigten Zustand des Bodens existiert eine Vielzahl an Methoden sowohl für Laboruntersuchungen als auch für das Freiland (siehe z. B. Klute and Dirksen, 1986; Green et al., 1986; Dirksen, 1991). Für alle Methoden gilt, daß sie extrem aufwendig sind, viele Unsicherheiten bei der Bestimmung existieren, die Ergebnisse verschiedener Methoden oft nicht übereinstimmen (Stolte et al., 1994) und nur einen bestimmten Wassergehalts - (oder Saugspannungs-) bereich abdecken.

Als relativ einfache Methode kann die Labormethode nach Plagge (1991) vorgeschlagen werden.

Alternativ kann für das indirekte Monitoring die ungesättigte Wasserleitfähigkeit aus der pF - Kurve und der gesättigten Wasserleitfähigkeit abgeleitet werden (Mualem, 1986).

7.1.8 Bestimmung des Wassergehaltes

Die kontinuierlich erfaßten Meßdaten über den Wassergehalt und die Saugspannung des Bodens dienen zur direkten Berechnung des Wasserflusses und können zur Kalibration des Berechnungsmodells herangezogen werden.

Die Bestimmung des Wassergehaltes erfolgt mit fest installierten Meßsystemen, da eine kontinuierliche Erfassung durch bodenverbrauchende Methoden auf die Dauer nicht durchführbar ist. Am besten dafür sind Systeme geeignet, die automatisch die gemessenen Werte in mobilen Datenerfassungsgeräten (Datalogger) abspeichern, da nur auf diese Weise kurzzeitige hohe Flußraten erfaßt werden können.

Time Domain Reflectometrie (TDR) hat sich in letzter Zeit für die kontinuierliche Messung des Bodenwassergehaltes durchgesetzt. Als Vorteil ist vor allem die universelle Eichbeziehung zwischen dem Wassergehalt von mineralischen Böden und der Dielektizitätskonstante zu nennen (Topp et al., 1980). Vorsicht ist allerdings geboten bei Böden mit einem höheren Gehalt an organischer Substanz oder an Steinen. Hier empfiehlt sich die Aufstellung einer eigenen Eichbeziehung. Nachteilig sind die hohen Anschaffungskosten.

Der Einbau der TDR - Sonden erfolgt am besten von einer Profilgrube aus seitlich in den ungestörten Boden. Entscheidend dabei ist der gute Kontakt zwischen den Sonden und dem Boden (Vorsicht bei hohem Skelettgehalt des Bodens). Ein Vorbohren mit geeigneten Stahlstäben ist anzuraten. Die Sonden sollten in mindestens 4 Tiefenstufen bei einer Bodenmächtigkeit von einem Meter installiert werden.

7.1.9 Bestimmung der Saugspannung

ISO/TC 11276 Soil Quality - Determination of pressure potential - Tensiometer method

Die Erfassung der Saugspannung (Matrixpotential) im Boden erfolgt am besten wie die Messung des Wassergehalts mit kontinuierlich arbeitenden Meßsystemen und automatischer Datenabspeicherung in Dataloggern.

- Das am häufigsten verwendete und am genauesten arbeitende Gerät zur Messung der Saugspannung ist das Tensiometer. Für die kontinuierliche Datenerfassung ist es dabei notwendig, den Unterdruck im Tensiometer auf elektrischem Wege mittels Druckabnehmermembran zu messen. Die Druckabnehmer sind vor dem Einbau und mindestens jährlich danach auf Temperaturabhängigkeit und Linearität zu überprüfen. Mit Tensiometern ist die Erfassung der Saugspannung nur bis ca. 850 hPa (mbar, cm WS) möglich, wodurch die Messung bei trockeneren Bodenverhältnissen nicht möglich ist. Aus diesem Grund sollte die Installation der Tensiometer in Gebieten mit geringen Niederschlägen und lang anhaltenden Trockenzeiten erst ab 50 cm Bodentiefe erfolgen. Beim Ausfall eines Tensiometers ist es auf jeden Fall neu zu befüllen und zu entlüften. Die Einbautiefen sollten denen der Wassergehaltssonden entsprechen. Der Einbau der Tensiometer erfolgt in einem stumpfen Winkel zur Bodenoberfläche, womit die Gefahr des Eindringens von Wasser entlang der Tensiometerwände vermindert wird. Zusätzlich sollte noch eine kleine Schutzabdeckung am Tensiometer angebracht werden.
- Eine Alternative stellt die Messung der Saugspannung nach dem Prinzip der elektrischen Leitfähigkeit dar (Gipsblöcke, Nylonblöcke). Es ist jedoch auf ausreichende Beständigkeit der Blöcke (z.B. imprägnierte Gipsblöcke) sowie das Aufstellen einer Eichbeziehung zu achten.

7.2 CHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN

7.2.1 Anorganisch-chemische Untersuchungen

7.2.1.1 pH-Wert

BDF-Österreich: ÖNORM L 1083

BZI, ICP-Forest: ÖNORM L 1083

Arge Alp: E DIN/ISO 10390

INTEGRATED MONITORING (IM)-Österreich: ÖNORM L 1083

Nach der ÖNORM L 1083 erfolgt die pH-Messung als elektrochemische Messung der H^+ -Ionenaktivität einer Suspension von Boden in einer 0,01 M $CaCl_2$ -Lösung oder in Wasser.

Der Feinboden ist im *Massen-* oder *Volumsverhältnis* 1:2,5 mit der $CaCl_2$ -Lösung zu versetzen, gut durchzumischen, und mindestens zwei Stunden stehenzulassen. Nach erneutem Durchmischen und kurzem Absetzen wird mit der geeichten pH-Elektrode gemessen. Bei humusreichen Horizonten und Auflagen wird das Verhältnis auf 1:12,5 bzgl. Masse erweitert um genügend Suspension für die Messung zu erhalten.

Die DIN (DIN 19684, Teil 1) schreibt die pH-Messung in einer Suspension von Boden in einer 0,01 M $CaCl_2$ -Lösung im *Massenverhältnis* 1:2,5 vor.

Die ISO (DIN ISO 10390) schreibt zur pH-Messung Bodensuspensionen im *Volumsverhältnis* 1:5 vor. Zur Suspension können entweder Wasser, 1 M KCl oder 0,01 M $CaCl_2$ verwendet werden.

Die in den erwähnten Salzlösungen gemessenen pH-Werte sind durchaus miteinander vergleichbar, da jede Norm 0,01 M $CaCl_2$ vorschlägt, wobei die Boden-Lösungsverhältnisse für Mineralböden zwischen 1:2,5 und 1:5 variieren. Da anzunehmen ist, daß sich in den 2 Stunden Reaktionszeit ein Gleichgewicht einstellt, dürften die unterschiedlichen Suspensionsverhältnisse bzw. der Volums- oder Gewichtsbezug eine geringe Rolle spielen.

7.2.1.2 Organischer Kohlenstoff

BDF-Österreich: ÖNORM L 1080 oder L 1081

BZI, ICP-Forest: ÖNORM L 1080 oder L 1081

Arge Alp: ISO/CD 10694, oder DIN 19684 Teil 2 oder ÖNORM L1081

Integrated Monitoring (IM)-Österreich: ÖNORM L 1080

Die Humusbestimmung nach ÖNORM L 1080 erfolgt durch trockene Verbrennung (Oxidation) des Kohlenstoffs, üblicherweise im Sauerstoffstrom. Das gebildete CO_2 wird gesammelt und quantitativ bestimmt. Für die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffes wird bei

einer Temperatur von über 1.000 °C oxidiert. Der organische Kohlenstoff wird dann als Differenz des so erhaltenen Gesamtkohlenstoffs zum Carbonat-C (siehe ÖNORM L 1084) berechnet. Bei Verbrennung unter 600 °C kann von einer geringen Carbonatzersetzung ausgegangen werden, wodurch eine näherungsweise Bestimmung des organischen Kohlenstoffs möglich ist. Auf Grund der nicht genau definierbaren Carbonatzerstörung ist jedoch die Bestimmung des Gesamt- und Carbonatkohlenstoffes vorzuziehen.

Bei der Annahme eines mittleren Kohlenstoffgehaltes der organischen Substanz im Boden von 58 % ergibt sich ein Umrechnungsfaktor von 1,72.

Nach ÖNORM L 1081 wird die Humusbestimmung als NaBoxidation mit Kaliumdichromat-Schwefelsäure durchgeführt. Diese Methode bestimmt jene Stoffe, die unter den angewandten Bedingungen Cr(VI) zu Cr(III) zu reduzieren vermögen. Es sind neben organischer Substanz vor allem Fe(II) und Mn(II), welche in Böden unter reduzierenden Bedingungen in nennenswerten Mengen vorkommen. Die Endbestimmung kann entweder über eine Erfassung des unverbrauchten Kaliumdichromates maßanalytisch (titrimetrisch) oder über eine Erfassung des bei der Reduktion entstehenden Cr(III) kolorimetrisch (Photometer) erfolgen.

Diese Methode ist jedoch nur bis zu einem Humusgehalt von 5 % zulässig, weil darüber die Oxidation unvollständig abläuft. Sie ist daher für Oberböden im Grünland und Wald nicht geeignet.

Die DIN 19684 Teil 2 schreibt zur Bestimmung des Humusgehaltes im Boden eine NaBoxidation mit Kaliumdichromat-Schwefelsäure vor. Die Messung erfolgt kolorimetrisch.

Die NaBoxidation nach DIN und ÖNORM erfolgt nach demselben Prinzip. Unterschiede bestehen nur in der Menge der verwendeten Reagenzien sowie in der Endbestimmung. Während die ÖNORM wahlweise eine titrimetrische und kolorimetrische Bestimmung vorsieht, muß laut DIN eine kolorimetrische Messung, die sich von der ÖNORM unterscheidet (590 nm statt 570 nm, Eichkurve mit unterschiedlichen Reagenzien), angewandt werden.

Diese beiden Normen sind somit untereinander kompatibel.

Es können jedoch Schwierigkeiten auftreten, wenn die Kohlenstoffgehalte über 5 % liegen, da es dann zu einer Unterschätzung des Humusgehaltes kommen kann, wenn die Oxidation unvollständig verläuft. Zu Überschätzungen des Humusgehaltes kann es in Böden unter reduzierenden Bedingungen kommen, da Fe(II) und Mn(II) Cr wie die organische Substanz zu reduzieren vermögen.

Die exakteste und am besten reproduzierbare Methode ist die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffes bei Oxidation über 1.000 °C. Durch die Differenz von $C_{\text{tot}} - C_{\text{carb}}$ erhält man den organischen Kohlenstoff. Da der Kohlenstoff in Analysatoren direkt bestimmt wird, ergibt sich keine detektierbare Obergrenze. Auch andere Elemente stören die Messung nicht.

Bei Verwendung dieser Methode ist jedoch ein C-Analyser und somit eine nicht unerhebliche Investition nötig.

7.2.1.3 Carbonat

BDF-Österreich: ÖNORM L 1084

BZI, ICP-Forest: ÖNORM L 1084

Arge Alp: ISO/DIS 10693, oder DIN 19684 Teil 5 oder ÖNORM L1084

Integrated Monitoring (IM)-Österreich: ÖNORM L 1084

Nach der ÖNORM L 1084 werden die Carbonate mit Salzsäure zerstört und das dabei entstehende Kohlenstoffdioxid nach der Methode Scheibler gasvolumetrisch bestimmt. Das gemessene Gasvolumen wird dann unter Berücksichtigung von Luftdruck und Raumtemperatur in mg CO₂ umgerechnet.

Die Carbonatbestimmung nach DIN entspricht in der Durchführung der ÖNORM-Methode. In der DIN-Norm wird jedoch kein Schlüssel für die Berücksichtigung von Luftdruck und Temperatur angegeben.

Der ISO-Entwurf zur Carbonatbestimmung sieht ebenso die Carbonatzerstörung mit HCl und die Bestimmung nach Scheibler vor. Die Berücksichtigung von Temperatur und Luftdruck erfolgt über die Bestimmung von Referenzproben und rechnerische Korrektur.

Die drei Normen sind gut miteinander vergleichbar, da ihnen die gleiche Methodik zugrundeliegt. Die zur Carbonatzerstörung verwendeten Salzsäuren weichen in ihrer Konzentration voneinander ab (Verdünnung ca. 1:2 bis 1:3). In diesem Bereich beeinflusst dies aber nicht die Qualität der Messung, lediglich die Reaktionsgeschwindigkeit. Die Berücksichtigung des Luftdruckes und der Temperatur sind für exakte Messungen wünschenswert.

Sulfide im Boden stören die Messung, da freigesetztes H₂S den Gasdruck erhöht und den Carbonatgehalt überschätzen läßt. Bei höheren Sulfidgehalten muß H₂S separat bestimmt und von der CO₂-Menge abgezogen werden.

7.2.1.4 Gesamtstickstoff

BDF-Österreich: ÖNORM L 1082 oder Oxidation auf trockenem Weg (N-Analyzer)

BZI, ICP-Forest: ÖNORM L 1082

Arge Alp: DIN/ISO 11261

Integrated Monitoring (IM)-Österreich: ÖMORM L 1082

Bei der N-Bestimmung durch Oxidation auf trockenem Weg wird ein N-Totalanalyzer benötigt. Der gesamte Stickstoff in der Probe wird durch trockene Oxidation über Katalysatoren in Stickoxide übergeführt, die gesammelt und quantitativ (z. B. gaschromatographisch) bestimmt werden.

Die ÖNORM L 1082 sieht die Stickstoffbestimmung nach Kjeldahl vor. Dabei wird organisch gebundener Stickstoff durch Umsetzung mit heißer konzentrierter Schwefelsäure in Gegenwart eines Selenreaktionsgemisches in Ammonium umgewandelt. Der ursprünglich als Ammonium vorliegende Stickstoff wird miterfaßt, nicht jedoch N in Nitrit-, Nitrat-, Nitro- und Nitrosoform.

Durch Zusatz einer leicht nitrierbaren organischen Substanz (z. B. Salicylsäure) vor dem Aufschluß wird das in der Probe vorliegende Nitrit und Nitrat in Gegenwart von konzentrierter Schwefelsäure in eine aromatische Nitroverbindung umgewandelt. Anschließend reduziert man die entstandene Nitroverbindung zu einer Aminoverbindung. Der Aminostickstoff wird im darauf folgenden Kjeldahlaufschluß quantitativ zu Ammonium umgesetzt.

Die Bestimmung des entstehenden Ammoniums erfolgt durch alkalische Destillation und Titration.

Das in der DIN/ISO vorgeschriebene Verfahren beruht ebenfalls auf dem Kjeldahl-Aufschluß, es wird jedoch Titandioxid (TiO_2) statt Selen als Katalysator eingesetzt. Dieses sei ökotoxikologisch weniger schädlich als Selen.

Die ÖNORM und DIN/ISO-Norm sind sehr gut miteinander vergleichbar, da ihnen dieselbe Methodik zugrunde liegt. Der einzige Unterschied ist im Katalysator für den Aufschluß. Für eine Vergleichbarkeit ist jedoch immer anzugeben ob Nitrat- und Nitritstickstoff miterfaßt wurden. Ist dies der Fall, sind die Ergebnisse auch mit Messungen aus automatischen N-Analysatoren vergleichbar.

7.2.1.5 Austauschbare Kationen und Kationenaustauschkapazität

BDF-Österreich: ÖNORM L 1086

BZI, ICP-Forest: u.a. ÖNORM L 1086

Arge Alp: DIN/ISO 11260 oder DIN 19684 Teil 8

Integrated Monitoring (IM)-Österreich: ÖNORM L 1086

Austauschbare Kationen sind an der Oberfläche von Austauschern (z. B. Tonminerale, Humus, Oxide) im Boden gebundene Kationen. Sie werden bei Behandlung des Bodens mit einer Neutralsalzlösung gegen das Kation der Salzlösung ausgetauscht. Die austauschbaren Kationen werden in basische (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ und Na^+) und saure (H^+ sowie Ionen, die beim Eintritt in die Bodenlösung einer Hydrolyse unterliegen und H_3O^+ freisetzen, wie Al^{3+} und Fe^{2+}) Kationen eingeteilt. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) entspricht der Summe der austauschbaren Kationen. Man unterscheidet hier die potentielle KAK, welche bei einem pH-Wert >7 bestimmt wird, und die effektive KAK bei bodeneigenem pH. Als Basensättigung versteht man den Anteil der austauschbaren basischen Kationen an der KAK.

Zur Bestimmung der austauschbaren Kationen wird laut ÖNORM L1086 Barium verwendet. Die hohe Austauschenergie dieses zweiwertigen Kations im Vergleich zu Ammonium (siehe Scheffer und Schachtschabel, 1992) erlaubt niedrige Konzentrationen (0,1 mol/L), was meßtechnische Vorteile bringt.

Da die Perkolationmethode, welche einen vollständigen Umtausch gewährleistet, für Routineuntersuchungen zu aufwendig wäre, schlägt die ÖNORM eine Gleichgewichtsmethode vor, obwohl kein vollständiger Austausch erreichbar ist.

Der Austausch der Kationen erfolgt in Böden mit einem $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} > 6,5$ in mit Triethanolamin auf pH 8,2 gepufferter Lösung; für Böden mit niedrigerem pH wird mit ungepufferter Lösung extrahiert. Diese ist in beiden Fällen eine 0,1 M BaCl_2 -Lösung, welche im Boden-Lösungsverhältnis von 1:20 für 2 h geschüttelt und dann filtriert wird. Aus dem gepufferten Extrakt werden Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} und Na^+ bestimmt, aus dem ungepufferten zusätzlich Mn^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} und H^+ .

Die Kationenaustauschkapazität wird durch Rücktausch des Bariums mittels 0,2 M HCl ermittelt und sollte mit der Summe der Kationen übereinstimmen.

Die DIN/ISO sieht ebenfalls eine Bestimmung in BaCl_2 vor. Dabei wird dreimal hintereinander mit 0,1 M ungepufferter BaCl_2 -Lösung extrahiert und abzentrifugiert. Aus der gewonnenen Lösung werden die austauschbaren Kationen gemessen.

Das Gleichgewicht des so vorbehandelten Bodens wird darauf mit 0,01 M BaCl_2 -Lösung eingestellt. Anschließend wird ein bekannter Überschuß von 0,02 M MgSO_4 -Lösung zugesetzt. Das gesamte vorhandene Barium, sowohl in Lösung als auch adsorbiert, wird dabei in Form des unlöslichen BaSO_4 ausgefällt, wodurch die Austauschplätze vollständig mit Mg besetzt werden. Der Mg-Überschuß kann z. B. mittels Flammen-AAS gemessen werden. Das adsorbierte Mg entspricht der KAK.

Die DIN 19684 Teil 8 schreibt die Bestimmung der austauschbaren Kationen mit einer auf den pH-Wert 8,1 eingestellten BaCl_2 -Lösung vor. Für Moor- und Anmoorböden sowie stark humose saure Sandböden werden je nach pH-Wert des Bodens die Austauschlösungen unterschiedlich eingestellt.

Der Boden wird in ein Filterrohr gefüllt und zum Austausch der Kationen werden im Abstand von mindestens 1 h zweimal 40 ml gepufferte sowie zweimal 40 ml ungepufferte BaCl_2 -Lösung auf die Probe pipettiert. Der Ansatz wird über Nacht stehen gelassen, dann mit 100 ml destilliertem Wasser nachgewaschen und das Filtrat aufgefüllt. Hieraus werden die austauschbaren H-, Ca-, Mg-, K- und Na-Ionen gemessen. Der Rücktausch der Ba-Ionen erfolgt mit MgCl_2 -Lösung, die in vier Fraktionen durch das Filterrohr mit dem Ba-gesättigten Boden gewaschen wird.

Das Methodenhandbuch zum Integrated Monitoring schlägt zur Bestimmung der austauschbaren Kationen ein zweistündiges Schütteln mit 0,1 M BaCl_2 -Lösung im Boden-Lösungsverhältnis 1:10 vor. Die Austauschkapazität wird durch Extraktion mit 0,25 M gepufferter BaCl_2 -Lösung und Rücktausch mit HCl bestimmt.

Die Bestimmung der austauschbaren Kationen nach FAO (1988) erfolgt durch Perkolation mit Ammonacetat bei pH 7. Die basischen Kationen werden im Perkolat gemessen. Der Rücktausch erfolgt nach Waschschritten mit KCl.

Sowohl ÖNORM, DIN, ISO und die Methodenanleitung zum Integrated Monitoring bestimmen die austauschbaren Kationen und die Kationenaustauschkapazität mit BaCl_2 . Die wichtigsten Unterschiede liegen in der Verwendung gepufferter oder nicht gepufferter Lösungen. Bei sauren Böden kommt es mit gepufferten Methoden, welche Al schlecht erfassen, zu einer Unterschätzung der Austauschkapazität, da Al bei diesen Böden die Austauschkapazität bestimmt. Bei kalkhaltigen Böden erscheint die gepufferte Lösung hingegen günstiger, da dadurch die Löslichkeit der Ca-Carbonate herabgesetzt wird.

Nach der ISO und DIN-Methode sind etwas höhere Werte zu erwarten, da diese durch mehrmalige Perkolation bzw. durch Erneuerung der Extraktionslösung einen vollständigeren Austausch erreichen können. Es sollte jedoch immer angegeben werden, ob mit gepufferten oder ungepufferten Lösungen extrahiert wurde.

Als Eintauschkationen kommen Barium (ÖNORM, DIN, ISO, IM) oder Ammonium (FAO, viele Untersuchungen von Waldböden in Deutschland) in Frage. Infolge ihrer verschiedenen Eintauschenergie und Wertigkeit sowie ihrer verschiedenen Ionendurchmesser ergeben sich bei Verwendung von Ammonium und Barium verschiedene Werte für austauschbare Kationen.

Ein im Rahmen des Projektes Bodengeochemie zur "Bodenzustandserhebung - Umweltbestandsaufnahme im Bereich des Voitsberger-Köflacher Beckens" (Wieshammer et al. 1995) durchgeführter Vergleich von Extraktionsmethoden zeigt Unterschiede der austauschbaren Kationen nach ÖNORM ungepuffert und der FAO-Methode an verschiedenen Bodenproben (Acker, Grünland und Wald).

Daraus geht hervor, daß der gepufferte NH_4Ac -Extrakt durchschnittlich 1,5mal soviel Ca austauschte wie der BaCl_2 -Extrakt, während er nur durchschnittlich 1/20 des Aluminiums im Vergleich zu BaCl_2 austauschen konnte.

Beim Vergleich der beiden Extrakte wurde eine wesentlich höhere Basensättigung in Ammonacetat gefunden, weil mehr Ca und weniger Al ausgetauscht wurden.

Dies ist vor allem bei der Bodenklassifikation nach FAO zu beachten, da dort die Basensättigung oft als Entscheidungskriterium herangezogen wird. Wenn die FAO von einer Basensättigung von 50 % spricht, so entspricht das in etwa 20 % nach ÖNORM ungepuffert.

7.2.1.6 Mobile Schwermetalle

BDF-Österreich: DIN V 19730

BZI, ICP-Forest: Blum et al., 1996: BaCl₂ 1:2,5

In der Neuauflage der BZI (Blum et al., 1996) werden verschiedene Methoden (Wassersättigungsextrakt, Wasserauszug 1:10, BaCl₂ 1:2,5, CaCl₂ 1:2,5, NH₄NO₃ nach DIN, NH₄Ac 1:2, EDTA/DTPA) vorgeschlagen.

Arge Alp: Ländermethoden

Integrated Monitoring (IM)-Österreich: Blum et al., 1996: BaCl₂ 1:2,5

Die mobilen Schwermetallfraktionen dienen der Erfassung ökologisch relevanter, mobiler Anteile im Boden. Dazu gibt es eine Fülle von Extrakten. In Tabelle 7.2.1.6.1 sind die für die Bodendauerbeobachtung bedeutenden Extrakte angeführt.

Tab.7.2.1.6.1 Methoden zur Bestimmung verschiedener Schwermetallfraktionen, eingeteilt nach den Extraktionsmitteln.

Wasserextrakt	Sättigungswasserextrakt	ÖNORM L 1092
	Wasserauszug 1:10	ÖNORM L 1092
Neutralsalze	0,1 M BaCl ₂	Blum et al. (1996)
	0,1 M CaCl ₂	Köster und Merkel (1976)
	1 M NH ₄ NO ₃	Prüß et al. (1991), DIN V 19730
Komplexbildner	NH ₄ Ac	Horak et al. (1994)
	EDTA	ÖNORM L 1089
	DTPA	Lindsay und Norvell (1978)
Mineralsäuren	2 M HNO ₃	Pylvänäinen (1993)
	Königswasserauszug	ÖNORM L 1085
	HNO ₃ -HClO ₄ -Auszug	ÖNORM L 1085

Mit Wasserextrakten laut ÖNORM L 1092 werden jene Stoffe erfaßt, die in Form wasserlöslicher Salze und Komplexverbindungen vorliegen, als solche unmittelbar der Aufnahme durch die Pflanze zur Verfügung stehen und einer Verlagerung im Bodenprofil oder einer Auswaschung unterliegen.

Aus dem Wasserextrakt können auch die Leitfähigkeit, der pH-Wert, die Anionenkonzentrationen und der gelöste organische Kohlenstoff bestimmt werden.

Der Sättigungswasserextrakt besteht aus der Bereitung eines Wasserextraktes an der Fließgrenze, d. h. unter Hinzufügen jener für den jeweiligen Boden spezifischen Wassermenge, die dieser unter Rühren aufzunehmen vermag. Die Lösung wird am besten durch zentrifugieren gewonnen.

Als weiterer Wasserextrakt kann lt. ÖNORM L 1092 ein Boden-Wasserextrakt im Verhältnis 1:10 durchgeführt werden. Durch das weitere Verhältnis kann zwar stärker extrahiert werden, man wird auf Grund der hohen Verdünnung jedoch bei Spurenelementen oft unter der analytischen Nachweisgrenze bleiben.

Die Bestimmung der BaCl_2 -extrahierbaren Metallgehalte im Boden nach Blum et al. (1996) erfolgt mit 0,1 M BaCl_2 -Lösung im Boden-Lösungsverhältnis 1:2,5.

Der BaCl_2 -Extrakt wurde im Rahmen der österreichweit durchgeführten Bodenzustandsinventur angewandt. Dieser Auszug dient in Ergänzung zu den Gesamtgehalten der Erfassung ökologisch relevanter, mobiler Schwermetallanteile im Boden (Blum et al., 1996).

Aus analytischer Sicht ist der BaCl_2 -Extrakt für eine Messung mittels AAS weniger gut geeignet, als der NH_4NO_3 -Extrakt. Insbesondere bei der Verwendung der Graphitrohrtechnik verursacht das Salz bedeutende Matrixstörungen, welche häufig nur durch Verdünnung der Extraktionslösung (1:10) auf ein vertretbares Maß reduziert werden können (Hornburg, 1991).

Die Bestimmung der CaCl_2 -extrahierbaren Metallgehalte nach Köster und Merkel (1982) erfolgt mit 0,1 M CaCl_2 -Lösung wie der BaCl_2 -Extrakt im Verhältnis 1:2,5.

Diese Methode wird vornehmlich in Deutschland häufig verwendet, um den Gehalt an pflanzenverfügbaren Schwermetallen zu bestimmen.

Vorschläge verschiedener Autoren für kritische Gehalte an CaCl_2 -extrahierbaren Schwermetallen in Böden werden in Prüß et al. (1990) angeführt.

Die für den BaCl_2 -Extrakt genannten analytischen Probleme gelten in gleicher Weise auch für den CaCl_2 -Extrakt.

Die Bestimmung der NH_4NO_3 -extrahierbaren Metallgehalte nach Prüß et al. (1991) wurden als DIN V 19730 festgeschrieben. Diese Methode ist auch als ISO-Methode für mobile Schwermetalle vorgeschlagen (tel. Auskunft Inst. f. Normung, Berlin, 1995).

Boden und 1 M NH_4NO_3 -Lösung im Verhältnis 1:2,5 werden 2 h geschüttelt und dann filtriert. Der Extrakt kann zur Stabilisierung bis zur Messung angesäuert werden.

Die Verwendung dieses Extraktes bringt analytische Vorteile, da NH_4NO_3 dank seiner raschen Verflüchtigung (bei der Flammenatomisierung) bzw. rückstandsarmen Veraschung (bei der Atomisierung im Graphitrohr) eine wesentlich störungsärmere Messung mittels AAS als Chlorid-Lösungen (Prüß et al., 1990; Wieshammer et al. 1995) erlaubt.

Die Bestimmung der NH_4Ac -extrahierbaren Metallgehalte nach Horak et al. (1994) wird wie folgt durchgeführt:

Luftgetrockneter Feinboden wird mit 1 M, auf pH 7 eingestellter, NH_4Ac -Lösung im Boden-Lösungsverhältnis 1:2 extrahiert.

Diese Methode wurde von Horak et al. (1994) als Referenzmethode zur Bestimmung tolerierbarer Schwermetallkonzentrationen hinsichtlich Pflanzenaufnahme vorgeschlagen.

Die Bestimmung der EDTA-extrahierbaren Metallgehalte wird nach ÖNORM L 1089 durchgeführt: Der Boden wird mit 0,05 M EDTA-Lösung (Titrplex III) im Boden-Lösungsverhältnis 1:10 extrahiert.

Mit EDTA bestimmt man in erster Linie organisch komplexierte und an Oxidoberflächen angelagerte Elemente. Eine Korrelation zur Pflanzenaufnahme gilt nur bedingt. So können nur starke Unterversorgungen oder hohe Überangebote aufgezeigt werden (ÖNORM L1089).

Der EDTA-Extrakt ist die in Österreich übliche Methode, die pflanzenverfügbaren Gehalte an Fe, Mn, Cu und Zn zu beurteilen (ÖNORM L 1089). Ebenso wie der DTPA-Extrakt wird die EDTA-Methode darüberhinaus auch in verschiedenen Modifikationen dazu verwendet, Schwermetallgehalte in Böden bezüglich ihrer potentiell toxischen Konzentration zu beurteilen.

Die Bestimmung der DTPA-extrahierbaren Metallgehalte nach Lindsay und Norvell (1978) wird wie folgt durchgeführt:

Feinboden wird im Verhältnis 1:2 mit einem Gemisch aus 0,005 M DTPA (Diethylentriaminpenta-essigsäure), 0,01 M CaCl_2 und 0,1 M Triethanolamin, auf pH 7,3 gepuffert, extrahiert.

Von Lindsay und Norvell (1978) wurde diese Methode ursprünglich für die Beurteilung des Nährstoffgehaltes neutraler und kalkhaltiger Böden an den Spurenelementen Zn, Fe, Mn und Cu entwickelt.

Später wurde die Methode entweder in der ursprünglichen Form bzw. modifiziert auch zur Extraktion von verschiedenen Schwermetallen verwendet, mit dem Ziel, potentiell toxische Elementkonzentrationen in Böden zu kennzeichnen (Hornburg, 1991).

Vergleich der Extrakte

Wasserextrakte werden von einem Boden-Lösungsverhältnis im Bereich der Wassersättigung bis zu einem Verhältnis von 1:10 durchgeführt (ÖNORM L 1092). Diese wasserlöslichen Fraktionen sollen einen Parameter für die Metalllöslichkeit in bezug auf Pflanzenverfügbarkeit, Verfügbarkeit für Bodenlebewesen und die Verlagerbarkeit darstellen (Lindsay, 1979; Hornburg und Brümmer, 1993).

Neutralsalzlösliche Metallfraktionen werden allgemein als kurz- bis mittelfristig potentiell bioverfügbar eingestuft. Kinetisch sind sie von weniger löslichen Metallverbindungen wie spezifisch adsorbierten, organisch komplexierten und oxidischen Fraktionen abhängig (Hornburg und Brümmer, 1993), welche langfristig mobilisierbar sind.

Mit den Komplexbildnern EDTA oder DTPA werden die leicht verfügbaren sowie die organisch komplexierten Fraktionen erfaßt.

Die Neutralsalzextrakte wirken bei den meisten Elementen wenig komplexierend. Pb und Cd liegen jedoch auch bei diesen oft mehr als bis zur Hälfte komplexiert in der Lösung vor. Der komplexierte Anteil an Elementen in Ammonacetat ist mit Ausnahme von Al ähnlich hoch wie beim stark komplexierenden EDTA und beträgt 90 bis knapp 100 % der Gesamtmetallfraktionen im Eluat. Allgemein nimmt die Komplexbildung mit den Anionen $\text{NO}_3 < \text{Cl} < \text{Ac}$ zu (Wenzel und Blum, 1995).

In bezug auf die pH-Werte können zwei Arten von Extraktionsmitteln unterschieden werden: solche die über einen weiten Bereich der Boden-pH-Werte auf den pH des Extraktionsmittels puffern, und solche mit geringer Pufferkapazität. Bei den zweiten wird der Lösungs-pH vom pH-Wert des Bodens bestimmt.

Arai (1975) überprüfte den Einfluß des pH-Wertes verschiedener Extraktionsmittel auf die Aluminiumlöslichkeit und fand heraus, daß die extrahierte Al-Menge mit steigendem pH-Wert sinkt.

Wieshammer et al. (1995) fanden, daß die pH-Werte der Neutralsalzextrakte (0,1 M CaCl_2 , 0,1 M BaCl_2 und 1 M NH_4NO_3) ungefähr eine pH-Einheit niedriger waren als in 0,01 M CaCl_2 . Für die selben Böden (pH- CaCl_2 3,5-7) pufferte der NH_4OAc -Extrakt 1:2 nach Horak et al. (1994) zwischen pH 6 und 7, der 0,05 M EDTA-Extrakt zwischen pH 4-4,5 und der DTPA-Extrakt zwischen pH 6,5-7.

Vergleicht man nun die Ergebnisse der Metallextraktionen aus Wieshammer et al. (1995), so zeigt sich, daß die Gehalte in den Wasserextrakten nur lose Beziehungen zu den Neutralsalzen und komplexierenden Extrakten aufwiesen. Außerdem waren Spurenelemente dort auf Grund der niedrigen Konzentrationen oft nicht mehr detektierbar. Dies gilt vor allem für Böden mit höherem pH.

Die von Wieshammer et al. (1995) mit den Neutralsalzen NH_4NO_3 , CaCl_2 und BaCl_2 extrahierbaren Gehalte an Al, Fe, Mn, Ni und Zink waren sehr eng untereinander korreliert. Zum puffern und komplexierenden NH_4OAc -Extrakt konnten je nach Element nur lose Beziehungen gefunden werden. Mit logarithmierten Daten lassen sich die Beziehungen als lineare Regressionen beschreiben (siehe Tab. 7.2.1.6.2).

Die Regressionen in Tabelle 7.2.1.6.2 können dazu verwendet werden, um die Ergebnisse der angeführten Methoden untereinander zu transformieren. So ist es z.B. möglich, die mit BaCl_2 (Blum et al. 1989) extrahierten Metalle mit vorgeschlagenen kritischen Konzentrationen nach Prueß et al. (1991) zu vergleichen.

Tabelle 7.2.1.6.2: Lineare Regressionsgleichungen und Korrelationskoeffizienten für Elemente in Neutralsalzextrakten und im NH_4OAc -Extrakt.

Metall	Ref.	Methode 1 (=Y)	Methode 2 (=X)	Regressionsgleichung	n	r^2
Al	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = 0.41 + 0.91 \log X$	28	0.96
	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M BaCl_2	$\log Y = 0.06 + 1.01 \log X$	28	0.96
	(2)	0.1 M CaCl_2	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.43 + 1.13 \log X$	28	0.99
	(2)	1 M NH_4OAc	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -2,86 + 1,79 \log X$	6	0,54
Cd	(1)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.332 + 1.334 \log X$	156	0.79
Cu	(1)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.666 + 0.554 \log X$	58	0.32
	(2)	0.1 M CaCl_2	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.09 + \log X$	29	0.76
Mn	(1)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = 0.341 + 0.814 \log X$	156	0.90
	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = 0.14 + 0.89 \log X$	37	0.96
	(2)	0.1 M NaNO_3	1 M NH_4NO_3	$\log Y = -0.50 + 1.05 \log X$	98	0.96
	(2)	0.1 M NaNO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.36 + 0.94 \log X$	92	0.92
	(2)	0.1 M NaNO_3	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.34 + 0.93 \log X$	94	0.87
	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M BaCl_2	$\log Y = 0.16 + 0.88 \log X$	111	0.94
	(2)	0.1 M CaCl_2	0.1 M BaCl_2	$\log Y = 0.02 + 0.99 \log X$	97	0.96
	(2)	1 M NH_4OAc	1 M NH_4NO_3	$\log Y = 0,46 + 0,70 \log X$	61	0,63
	(2)	1 M NH_4OAc	0.1 M BaCl_2	$\log Y = 0,58 + 0,57 \log X$	61	0,51
Pb	(1)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.072 + 0.869 \log X$	19	0.94
Zn	(1)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.105 + 1.008 \log X$	115	0.90
	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = 0.06 + 0.90 \log X$	35	0.94
	(2)	0.1 M NaNO_3	1 M NH_4NO_3	$\log Y = -0.35 + 0.82 \log X$	18	0.88
	(2)	0.1 M NaNO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.30 + 0.82 \log X$	16	0.87
	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.04 + 0.88 \log X$	49	0.85
	(2)	0.1 M CaCl_2	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.07 + 0.91 \log X$	36	0.83
	(2)	0.1 M NaNO_3	1 M NH_4NO_3	$\log Y = -0.06 + 0.75 \log X$	9	0.92
Fe	(2)	0.1 M NaNO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.00 + 0.86 \log X$	6	0.94
	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = 0.30 + 0.94 \log X$	10	0.98
	(2)	1 M NH_4OAc	0.1 M NH_4NO_3	$\log Y = 0,25 + 1,2 \log X$	9	0,87
	(2)	0.1 M CaCl_2	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.38 + 0.90 \times \log X$	7	0.88
	(2)	0.1 M NaNO_3	1 M NH_4NO_3	$\log Y = -0.52 + 0.98 \log X$	26	0.85
	(2)	0.1 M NaNO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.51 + 0.93 \log X$	24	0.76
Ni	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M CaCl_2	$\log Y = -0.02 + 0.93 \log X$	52	0.96
	(2)	1 M NH_4NO_3	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.08 + 0.89 \log X$	58	0.88
	(2)	0.1 M CaCl_2	0.1 M BaCl_2	$\log Y = -0.05 + 0.97 \log X$	49	0.96

Referenzen: (1) Hornburg et al. (1993); (2) Wieshammer et al. (1995)

Da die Regressionsgleichungen aus regionalen Untersuchungen stammen, ist zu empfehlen, sie mit eigenen Proben abzutesten.

Zwischen den neutralsalzlöslichen und DTPA- bzw. EDTA-löslichen Gehalten fanden Wieshammer et al. (1995) nur schwache bis keine Korrelationen, während die Gehalte im NH_4OAc lose zu den EDTA- und vor allem zu DTPA-Gehalten korrelierten. Die Korrelationen zwischen den komplexierenden Extrakten sind in Tabelle 7.2.1.6.3 dargestellt.

Tabelle 7.2.1.6.3: Lineare Regressionsgleichungen und Korrelationskoeffizienten für Elemente in komplexierenden Extrakten.

Metall	Ref.	Methode 1 (=Y)	Methode 2 (=X)	Regressionsgleichung	n	r ²
Cd	(1)	DTPA ^a	0.025 M Na ₂ EDTA ^b	$\log Y = -0.251 + 0.953 \log X$	158	0.94
Cu	(1)	DTPA ^a	0.025 M Na ₂ EDTA ^b	$\log Y = -0.300 + 0.931 \log X$	158	0.86
	(2)	DTPA ^a	0.05 M Na ₂ EDTA ^c	$\log Y = -0.26 + 0.84 \log X$	112	0.88
	(2)	DTPA ^a	1 M NH ₄ OAc ^d	$\log Y = 1,07 + 0,9 \log X$	61	0,37
Fe	(2)	DTPA ^a	0.05 M Na ₂ EDTA ^c	$\log Y = -0.23 + 0.79 \log X$	112	0.58
	(2)	DTPA ^a	1 M NH ₄ OAc ^d	$\log Y = 1,95 + 0,47 \log X$	23	0,50
Mn	(1)	DTPA ^a	0.025 M Na ₂ EDTA ^b	$\log Y = 0.280 + 0.477 \log X$	156	0.34
	(2)	DTPA ^a	0.05 M Na ₂ EDTA ^c	$\log Y = -0.21 + 0.61 \log X$	112	0.61
	(2)	DTPA ^a	1 M NH ₄ OAc ^d	$\log Y = 0,71 + 0,53 X$	61	0,55
Ni	(2)	DTPA ^a	0.05 M Na ₂ EDTA ^c	$\log Y = -0.53 + 0.80 \log X$	108	0.44
Pb	(1)	DTPA ^a	0.025 M Na ₂ EDTA ^b	$\log Y = -0.754 + 1.159 \log X$	158	0.73
Zn	(1)	DTPA ^a	0.025 M Na ₂ EDTA ^b	$\log Y = 0.225 + 0.924 \log X$	158	0.90
	(2)	DTPA ^a	0.05 M Na ₂ EDTA ^c	$\log Y = -0.45 + 0.93 \log X$	86	0.74

Referenzen: (1) Hornburg and Brümmer (1993), (2) Wieshammer et al. (1995)

^a DTPA - Extrakt nach Lindsay and Norvell (1978)

^b 0.025 M Na₂EDTA, pH 4.6, Lösung-Boden 10:1, Schütteldauer 1.5 h

^c 0.05 M Na₂EDTA, pH 4.6, Lösung-Boden 10:1, Schütteldauer 2 h

^d 1 M NH₄OAc nach Horak et al. (1994), pH 7, Lösung : Boden 2:1

7.2.1.7 Elemente im Säureaufschluß

BDF-Österreich: ÖNORM L 1085 (Königswasser, Salpetersäure-Perchlorsäure)

BZL ICP-Forest: ÖNORM L 1085

Arge Alp: E DIN/ISO 11466

Integrated Monitoring (IM)-Österreich: Salpetersäure-Perchlorsäureaufschluß

Der Entwurf E DIN/ISO 11466 sieht einen Aufschluß mit Königswasser vor. Das selbe gilt in der ÖNORM L 1085. Hier wird für Böden mit mehr als 5 % Humusgehalt ein Aufschluß im Salpetersäure-Perchlorsäure-Gemisch vorgeschlagen.

Durch die Behandlung mit heißen oxidierenden Mineralsäuren werden sowohl organische wie auch anorganische Bodenbestandteile weitgehend zerstört und die darin enthaltenen Elemente freigesetzt. Resistente Minerale wie Quarz oder Schwerminerale werden kaum oder nicht angegriffen. Der Salpetersäure-Perchlorsäure-Aufschluß schließt im Gegensatz zu Königswasser organische Substanzen gut auf.

Die Ergebnisse dieser Aufschlüsse können jedoch nicht als echte Gesamtgehalte sondern eher als Verwitterungspotential angesehen werden. Vor allem Al, Na, K und Ti, Cr und werden weit unterschätzt, während andere Spurenelemente bis zu 90 % erfaßt werden können. Vor allem in sandigen, quarzreichen Böden können diese Minderbefunde größer als Faktor 2 werden (DIN/ISO 11466).

Beim Königswasseraufschluß sowie beim Salpetersäure-Perchlorsäure-Aufschluß wird Boden mit dem Säuregemisch erhitzt, bis die Lösung völlig klar ist. Falls leicht flüchtige Elemente bestimmt werden sollen, erfolgt das Kochen mit Rückflußkühlung.

Nach Abkühlen der Probe wird diese quantitativ in einen Meßkolben übergeführt und aufgefüllt. Nach ÖNORM geschieht dies mit Wasser, die ISO schreibt HNO_3 vor. Dieser Unterschied ist jedoch für das Ergebnis unwesentlich. Danach wird abfiltriert und der Extrakt der Messung zugeführt.

7.2.1.8 Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)

Der gelöste organische Kohlenstoff wird aus dem Wasserextrakt bzw. aus wässrigen Proben (Bodenlösung, Deposition, Gewässer) nach Filtration ($0,45\ \mu\text{m}$) in einem Kohlenstoff Elementar-Analysator bestimmt.

Alternativ kann die Extinktion der filtrierten Lösung bei $254\ \text{nm}$ mittels Photometer gemessen werden. Diese ist über eine Regressionsgleichung direkt in mg gelösten Kohlenstoff umzurechnen (Bartels, 1988; 1990).

7.2.1.9 Bestimmung von Fluor

Bei der Bestimmung von Fluor mit Ionenchromatographie kommt es zu Interferenzen mit anderen "Peaks" (z. B. Acetat), weshalb der Messung mit einer ionenselektiven Elektrode der Vorzug gegeben wird.

7.2.2 Organisch-chemische Untersuchungen

Die Matrix Boden stellt besondere Schwierigkeiten für die organische Spurenanalyse dar, so daß über den Eintrag und das Vorkommen von organischen Schadstoffen in Böden nur begrenzte Kenntnisse vorliegen. Denn im Vergleich mit Luft und Wasser stellen Böden eine wesentlich komplexere und stärker variierende Matrix dar, deren analytische Bearbeitung bis heute große Probleme aufwirft. Im Gegensatz zur Wasseruntersuchung gibt es deutlich weniger Analysenvorschriften in Form von verbindlichen nationalen und/oder internationalen Normen bzw. Richtlinien. Somit besteht zum Teil eine Fülle sehr unterschiedlicher Arbeitsvorschriften für ein und dieselbe Substanz bzw. Stoffgruppe, die möglicherweise nicht vergleichbare Ergebnisse erbringen. Erst in allerletzter Zeit wird verstärkt mit der Ausarbeitung national und international verbindlicher Qualitätskriterien für Methoden begonnen.

Für die Bodendauerbeobachtung wird auf Grund obengenannter Probleme keine Norm für organische Schadstoffe festgelegt. Folgende Qualitätskriterien müssen jedoch gewährleistet sein:

- Die Nachweisgrenzen sollten so niedrig sein, daß auch sogenannte Hintergrundbelastungen nachgewiesen werden können. Bei hohen Belastungen können auch weniger empfindliche Methoden eingesetzt werden, wenn die übrigen Qualitätskriterien erfüllt werden.
- Die Laboratorien müssen durch Ringversuche nachweisen können, wie ihre Ergebnisse im Vergleich zu anderen Laboratorien liegen.
- Von den Laboratorien müssen mit den Ergebnissen eine exakte Beschreibung der Untersuchungsmethode und Kenndaten über die Analysenqualität für die untersuchte Probencharge (z. B. Analysenprotokoll, Gerätespezifikation, Nachweisgrenzen, Analysenstreuung) mitgeliefert werden.

7.2.2.1 LCKW - leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

(z. B. Dichlormethan, Trichlormethan, Trichlorethen und Tetrachlorethen)

Die leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe haben auf Grund ihrer ubiquitären Verbreitung Bedeutung als Indikatoren für organische Belastungen im allgemeinen. Obwohl sie sich auf Grund ihres niedrigen Siedepunktes schnell verflüchtigen, können sie stark an die Bodenfestphase (v. a. Humus) gebunden werden.

7.2.2.2. Polychlorierte Biphenyle und andere schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

Diese beiden Stoffgruppen können mit einer Methode bestimmt werden. Üblicherweise werden die sechs PCB Kongenere mit den Ballschmitter Nr.: 28, 52, 101, 138, 153 und 180 sowie folgende chlorierten Kohlenwasserstoffe bestimmt: Gruppe der HCH - Isomeren, HCB, Heptachlor, Heptachlorepoxyd, Aldrin, Endrin, α -Chlordan, γ -Chlordan, α -Endosulfan, β -Endosulfan, p,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE, o,p'-DDT, o,p'-DDD, o,p'-DDE. In Zukunft können jedoch noch andere Isomere Bedeutung erlangen.

7.2.2.3. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

So wie bei den PCBs werden auch bei den PAKs nicht alle weit über 100 Einzelverbindungen analytisch erfaßt, da nur ein geringer Anteil umweltrelevant ist. Von den über 100 Einzelverbindungen machen 20 Einzelstoffe mengenmäßig ca. 70 % der gesamten in der Umwelt nachgewiesenen PAKs aus. Die Environmental Protection Agency (EPA) hat inzwischen 16 sehr gut analysierbare Einzelverbindungen als umweltrelevant bewertet (EPA-Method 8310). In der deutschen Trinkwasserverordnung sind derzeit 6 Leitverbindungen angeführt. In Nordrhein-Westfalen werden 10 Einzelverbindungen im Mindestuntersuchungsprogramm von Kulturböden angeführt.

7.2.2.4. Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF)

Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) zusammenfassend auch als Dioxine bezeichnet, sind chlorierte Verbindungen zyklischer aromatischer Ether mit 75 (PCDD) bzw. 135 (PCDF) verschiedenen Kongeneren. Für die toxikologische Beurteilung wurden Toxizitätsäquivalente (TE) eingeführt. Derzeit werden die Toxizitätsäquivalente mit Hilfe der "Internationalen Toxizitätsäquivalenzfaktoren" berechnet, wobei 17 2,3,7,8-substituierte Kongenere herangezogen werden. Diese 17 Kongenere sollen neben den Toxizitätsäquivalenten angegeben werden. Aus Gründen der Vergleichbarkeit und für die Interpretation der Daten sollen auch Homologensummen angegeben werden. Die Nachweisgrenzen sollten für die Einzelisomere deutlich unter 1 ng/kg liegen.

7.3 BIOLOGISCH-BIOCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN

Die Untersuchungen werden nach dem Vorschlag von Kandeler et al. (1993) durchgeführt. Im folgenden werden die für die Bodendauerbeobachtung wichtigen Methoden wiedergegeben. Detailliertere Hinweise zu den einzelnen Aktivitätsbestimmungen und Auswertmöglichkeiten finden sich auch bei Schinner et al. (1993).

7.3.1 Biomasse

Die Leistungen der Bodenmikroflora sind vielfältig und für die Bodenfruchtbarkeit entscheidend; sie umfassen Abbauleistungen (Mineralisation pflanzlicher, tierischer, mikrobieller und organisch-synthetischer Substanzen, Mobilisierung anorganischer Nähr- und Spurenstoffe) und Syntheseleistungen (Aufbau mikrobieller Biomasse, Synthese von Huminstoffen und bodenbindenden Substanzen, Immobilisierung von Nährstoffen).

Zur Bestimmung der Biomasse mittels substratinduzierter Respiration im Isermeyeransatz werden Bodenproben mit Glucose versetzt und die unmittelbar folgende Atmungsreaktion wird gemessen (Schinner et al., 1993). Durch Kalibrierung dieser Methode mit der Fumigations-Inkubations-Methode (Jenkinson und Powlson, 1976) kann auf mg Biomasse-C umgerechnet werden.

7.3.1.1 Material

Zusätzlich zur Laborgrundausrüstung sind erforderlich: (a) Zentrifugen- oder Reagenzröhrchen (Außendurchmesser 29 mm, Länge 105 mm) mit Bördelrand aus Polypropylen, in die Röhrchen werden kleine Öffnungen für den Gasaustausch gebohrt (anstelle der Röhrchen können feinmaschige Nylonsäckchen in die Schott-Flaschen eingehängt werden); (b) 250 ml Schott-Flaschen mit Schraubverschlußkappe und Ausgießring.

7.3.1.2 Chemikalien und Lösungen

(1) D-Glucose wasserfrei; (2) Natronlauge 0,1 M (Titrisol) in CO₂-freiem Wasser; (3) Bariumchloridlösung 0,5 M in dest. Wasser; (4) Indikator: 0,1 % Phenolphthalein in 60 % (v/v) Ethanol; (5) Salzsäure 0,1 M (Titrisol).

7.3.1.3 Bestimmungsansatz

100 g naturfeuchten Boden mit 400 mg Reagenz 1 (Glucose) gut vermischen

In Zentrifugenröhrchen oder Nylonsäckchen (a)

einwiegen:	Vollprobe	Blindprobe
Versuchsansätze	3	3
Boden naturfeucht mit Glucose vermischt	20 g	-
In Schott-Flaschen (b) pipettieren:		
Lösung 2 (NaOH)	20 ml	20 ml
Bodenproben in die Flaschen einhängen, Flaschen verschließen		
Inkubation: 4 h bei 22 °C, anschließend die Bodenproben aus den Flaschen entfernen		
In die Flaschen dazupipettieren:		
Lösung 3 (Bariumchlorid)	2 ml	2 ml
Lösung 4 (Indikator)	3-4 Tr.	3-4 Tr.
Die unverbrauchte NaOH mit Lösung 5 (HCl) titrieren.		

7.3.1.4 Auswertung

Als Maß für die Biomasse werden die freigesetzten $\text{mg CO}_2 \text{ } 100\text{g}^{-1} \text{ TS.h}^{-1}$ berechnet. Bei einem Respirationskoeffizienten von 1 gilt:

$$1 \text{ mg CO}_2 \cdot 100 \text{ g}^{-1} \text{ TS.h}^{-1} = 20,6 \text{ mg Biomasse-C} \cdot 100 \text{ g}^{-1} \text{ TS.}$$

Hinweise und Fehlerquellen siehe Schinner et al. (1993).

7.3.2 Stickstoffmineralisation

Die Umsetzung von organischen in anorganische Stickstoffverbindungen im Boden wird als Stickstoffmineralisation bezeichnet. An diesem Prozeß sind unterschiedliche Mikroorganismen beteiligt. Im Verlauf der Ammonifikation entsteht Ammonium, dieses wird unter geeigneten Bedingungen durch Nitrifikanten zu Nitrit und Nitrat oxidiert. Inkubationsversuche unter anaeroben Bedingungen unterbinden die Nitrifikation. Dadurch kann NH_4^+ als einziges Produkt der N-Mineralisation bestimmt werden. Diese Methode eignet sich zur raschen Bestimmung des biologischen Index der N-Verfügbarkeit (Keeney, 1982).

Zur Bestimmung der N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch werden Böden mit Wasser überstaut und sieben Tage bei 40°C inkubiert. Der aus organischen N-Verbindungen freigesetzte NH_4^+ wird kolorimetrisch bestimmt (Schinner et al., 1993).

7.3.2.1 Material

Zusätzlich zur Laborgrundausrüstung sind erforderlich: (a) Reagenzgläser mit Schraubverschlüssen (Durchmesser 2,0 cm, Höhe 19 cm); (b) N-freie Faltenfilter.

Lösungen: (1) Extraktionslösung: 2 M Kaliumchlorid in dest. Wasser; (2) Eichlösungen: 0 (= Blindwert), 1,0, 1,5, 2,0, 2,5 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N.ml}^{-1}$ dest. Wasser; (3) Natronlauge 0,3 M; (4) Nitroprussid-Salicylat-Lösung: 17 % Na-Salicylat + 0,12 % Nitroprussid-Natrium in dest. Wasser (täglich frisch herstellen); (5) Mischlösung: Lösungen 3, 4 und dest. Wasser im Verhältnis 1:1:1 mischen (erst kurz vor dem Gebrauch herstellen); (6) Oxidationsmittel: 0,1 % Dichlorisocyanursäure-Natriumsalz-Dihydrat in dest. Wasser (täglich frisch herstellen).

7.3.2.2 Bestimmungsansatz

In Reagenzgläser (a) einwiegen bzw. pipettieren:	Vollprobe	Leerprobe	Eichung
Versuchsansätze	3	1	-
Boden naturfeucht	5,00 g	5,00 g	-
dest. Wasser	15 ml	15 ml	-
Reagenzgläser verschließen			
Inkubation (7 Tage)	40°C	-20°C	
Lösung 1 (Extraktionslösung)	15 ml	15 ml	-
30 min schütteln, anschließend Filtration über Faltenfilter (b)			
In Reagenzgläser pipettieren:			
Filtrat (1:5 oder 1:10 in dest. Wasser)	5 ml	5 ml	-
Lösung 2 (Eichlösungen)	-	-	5 ml
Lösung 5 (Mischlösung)	2,5 ml	2,5 ml	2,5 ml
Lösung 6 (Oxidationsmittel)	1 ml	1 ml	1 ml

30 min bei Raumtemperatur stehen lassen, anschließend die Extinktion bei 660 nm gegen den Blindwert messen.

7.3.2.3 Auswertung

Als Maß für die N-Mineralisation werden die freigesetzten $\mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}\text{TS}\cdot\text{d}^{-1}$ angegeben. Hinweise und Fehlerquellen siehe Schinner et al. (1993).

7.3.3 Bodenatmung - CO_2 -Freisetzung

Die mikrobielle Bodenatmung wird als Sauerstoffaufnahme oder Kohlendioxidabgabe durch Bakterien, Pilze, Algen und Protozoen definiert und schließt den Gasaustausch des aeroben und anaeroben Metabolismus ein (Anderson, 1982). Die Bodenatmung resultiert aus dem Abbau von organischer Substanz. Die Kohlendioxidbildung stellt die Endstufe der Kohlenstoffmineralisation dar. Unter ungestörten Bedingungen stellt sich im Boden ein ökologisches Gleichgewicht zwischen den Organismen und deren Tätigkeit ein. Die Respiration in diesem Zustand wird als Grundatmung oder basale Atmung bezeichnet. Bei einer Störung des Gleichgewichts beobachtet man eine veränderte Respiration infolge eines intensiveren Wachstums und einer verstärkten Mineralisierungstätigkeit der Mikroorganismen. Zur Bestimmung der mikrobiellen CO_2 -Freisetzung im Laborversuch wird der Boden bei 25°C bebrütet und das entweichende Kohlendioxid in Natronlauge absorbiert. Nach Rücktitration der unverbrauchten Lauge wird die Kohlendioxidfreisetzung errechnet (Jäggi, 1976).

7.3.4 Xylanase-Aktivität

Die Xylanase stellt neben der Cellulase das wichtigste Enzym des primären Streuabbaus dar. Da der Gesamtkomplex der Cellulasen schwieriger zu erfassen ist, wird der Bestimmung der Xylanaseaktivität häufig der Vorzug gegeben. Die Bestimmung dieser Enzymaktivität erfolgt über den Nachweis der abgespaltenen reduzierenden Zucker.

Unter Verwendung von Xylan als Substrat werden Bodenproben 24 Stunden bei 50°C und $\text{pH } 5,5$ inkubiert. Die freigesetzten reduzierenden Zucker bewirken die Reduktion von K-Hexacyanoferrat-III in alkalischer Lösung. Das reduzierte K-Hexacyanoferrat-II reagiert mit Fe-III-Ammoniumsulfat in saurer Lösung zu einem Fe-III-Hexacyanoferrat-II-Komplex (Berliner Blau), welcher kolorimetrisch erfaßt wird (Schinner und von Mersi, 1990).

7.3.5 Urease-Aktivität

Urease katalysiert die Hydrolyse von Harnstoff zu CO_2 und NH_3 . Dieses Enzym wurde in Mikroorganismen in vielen höheren Pflanzen, und Tieren gefunden. Im Boden ist die Urease zum größten Teil mikrobiellen Ursprungs. Harnstoff gelangt über tierische Exkremente und den Abbau von stickstoffhaltigen Basen aus Nukleinsäuren in den Boden. Weiters wird Harnstoff als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt.

Nach einer zweistündigen Inkubation der Bodenproben mit einer ungepufferten Harnstofflösung wird das gebildete Ammonium mit einer 1 M Kaliumchloridlösung extrahiert und kolorimetrisch bestimmt (Kandeler und Gerber, 1988). Die Farbreaktion basiert auf einer modifizierten Berthelotschen Reaktion.

7.3.6 Potentielle Nitrifikation

Nitrat wird im Boden zu einem großen Teil infolge der Aktivität von Nitrifikanten gebildet. Chemoautotrophe Bakterien sind für die Nitrifikation in Böden mit einem pH-Wert von über 5,5 verantwortlich (Focht und Verstraete, 1977), bei einem niedrigeren pH-Wert des Bodens ist die Aktivität auf säuretolerante heterotrophe Nitrifikanten zurückzuführen (Schimel et al., 1984). Untersuchungen von Killham (1987) lassen vermuten, daß in landwirtschaftlichen Böden unabhängig vom pH-Wert die autotrophe Nitrifikation dominiert, während man annimmt, daß 90 % der potentiellen Nitrifikation in sauren Waldböden heterotropher Natur sind.

Zur Bestimmung der potentiellen Nitrifikation (Ammoniumoxidation) werden Bodenproben fünf Stunden bei 25 °C mit Ammoniumsulfat als Substrat inkubiert, die gebildete Menge an Nitrit wird gemessen (Berg und Rosswall, 1985). Die Oxidation von Nitrit während des Versuchszeitraumes wird durch Natriumchlorat gehemmt.

7.3.7 Potentielle Denitrifikation

Unter anaeroben Bedingungen nützen aerobe Bakterien Nitrat als alternativen Wasserstoffakzeptor. Nitrat wird dabei über Nitrit zu Distickstoffoxid und weiter zu molekularem Stickstoff reduziert. Unter natürlichen Bedingungen stellt N_2 das Hauptprodukt der Denitrifikation dar, N_2O wird nur in geringen Mengen aus dem Boden freigesetzt (Tiedje, 1982).

Zur Bestimmung der potentiellen Denitrifikation mit der Acetyleninhibierungsmethode werden naturfeuchte Bodenproben unter aeroben oder anaeroben Bedingungen nach Zusatz von Acetylen bis zu 48 Stunden bei 25 °C inkubiert (Ryden et al., 1979). Das gebildete N_2O wird nach der Bebrütung gaschromatographisch bestimmt.

7.3.8 Phosphatase-Aktivität

In den meisten Böden ist der organisch gebundene P-Anteil höher als der anorganische. Die Aufnahme von Phosphor in Pflanzen setzt eine Mineralisierung der organischen P-Komponente durch Phosphatasen zu Orthophosphat voraus (Speir und Ross, 1978; Malcolm, 1983). Phosphatasen sind induzierbare Enzyme, die vor allem bei geringerer Verfügbarkeit von Phosphat verstärkt gebildet werden. Phosphatasen können sowohl aus Pflanzenwurzeln stammen als auch mikrobiellen Ursprungs sein. Im Boden dominieren mikrobielle Phosphatasen. Der Name "Phosphatase" bezeichnet eine Gruppe von Enzymen, die sowohl Ester als auch Anhydride der Phosphorsäure hydrolysieren. Im Boden liegen verschiedene Phosphatasen vor (Tabatabai, 1982): Phosphomonoesterasen (z. B. Phytase, Glycerinphosphatase, Nucleotidasen, Zuckerphosphatasen), Phosphodiesterasen (z. B. Nucleasen, Phospholipasen), Phosphotriesterasen, Polyphosphatasen (z. B. ATPase, Pyrophosphatase), Phosphatasen, die P-N-Verbindungen hydrolysieren (z. B. Phosphoamidase).

Phosphomonoesterasen unterscheiden sich neben ihrer Substratspezifität auch in ihrem pH-Optimum. So kann im Boden zwischen einer sauren und einer alkalischen Phosphatase unterschieden werden. Zur Bestimmung der Phosphomonoesterase-Aktivität werden Bodenproben mit einer Phenylphosphat-Dinatriumsalzlösung versetzt und drei Stunden bei 37 °C bebrütet. Das abgespaltene Phenol wird mit 2,6-Dibromchinon-Chlorimid angefärbt und photometrisch bei 614 nm gemessen (Hoffmann, 1968).

7.3.9 Arylsulfatase-Aktivität

Sulfatasen sind für die Mineralisierung schwefelhaltiger Verbindungen im Boden von Bedeutung. Sie hydrolysieren organische Sulfate und stellen dadurch Schwefel in pflanzenverfügbarer Form bereit (Freney et al., 1975). Sulfatasen sind größtenteils mikrobiellen Ursprungs. Sie liegen im Boden auch als Exoenzyme vor und weisen eine enge Beziehung zur organischen Substanz auf. In der Natur kommen verschiedene Sulfatasetypen vor (Tabatabai, 1982): Arylsulfatasen, Alkylsulfatasen, Steroidsulfatasen, Glucosesulfatasen, Chondrosulfatasen und Myrosulfatasen. Die Arylsulfatase katalysiert die Hydrolyse eines Arylsulfatanions durch Spaltung der O-S-Bindung.

Zur Bestimmung der Arylsulfatase-Aktivität werden Bodenproben nach Zusatz einer p-Nitrophenylsulfatlösung eine Stunde bei 37 °C inkubiert. Das enzymatisch abgespaltene p-Nitrophenol wird mit Natronlauge angefärbt und bei 420 nm photometrisch bestimmt (Tabatabai und Bremner, 1970).

7.3.10 Dehydrogenase-Aktivität

Dehydrogenasen werden zu den Oxidoreductasen gezählt und bewirken die Oxidation organischer Verbindungen durch Abspaltung von zwei Wasserstoffatomen. Viele spezifische Dehydrogenasen übertragen den abgespaltenen Wasserstoff auf eines der beiden Co-Enzyme NAD oder NADP. Durch diese Co-Enzyme wird der Wasserstoff in die Atmungskette eingeschleust, oder ist an reduktiven Vorgängen von Biosyntheseprozessen beteiligt. Die Dehydrogenaseaktivität eines Bodens resultiert daher aus der Aktivität verschiedener Dehydrogenasen, welche ein wesentlicher Bestandteil des Enzymsystems sämtlicher Mikroorganismen sind (Enzyme des Atmungsstoffwechsels, des Citratzyklus und des Stickstoffwechsels). Somit dient die Dehydrogenaseaktivität als Indikator für biologische Redoxsysteme und kann als Maß für die Intensität mikrobieller Stoffumsetzungen im Boden angesehen werden (Tabatabai, 1982).

Zur Bestimmung der Dehydrogenase-Aktivität mit TTC wird das Bodenmaterial mit einer Triphenyltetrazoliumchloridlösung versetzt und 16 Stunden bei 25 °C bebrütet. Das freigesetzte Triphenylformazan (TPF) wird mit Aceton extrahiert und photometrisch bei 546 nm gemessen (Thalmann, 1968).

7.4 BODENZOOLOGISCHE METHODEN

Siehe Schinner et al. (1993) sowie Schinner et al. (1996).

Tabelle 7.2: Normen für die physikalischen Untersuchungen bei Bodendauerbeobachtung in Österreich (Konzept), BZI, Bodendauerbeobachtung nach Arge Alp, UNECE-ICP-Forest und Integrated Monitoring.

Methode	BDF-UBA (Konzept)	BZI	BDF - Arge Alp	UNECE-ICP-forest	IM-UBA
Gesättigte Wasserleitfähigkeit	ÖNORM L 1065 oder Geländemethode		DIN 19683 Blatt 9 ÖNORM L 1065		
Rohdichte	ÖNORM L 1068 oder DIN/ISO 11272	ÖNORM L 1068	E DIN/ISO 11272	ÖNORM L 1068	
Feststoffdichte	ÖNORM L 1068				
Korngrößen-zusammensetzung	ÖNORM L 1061 ÖNORM B 4412	ÖNORM L 1061	ISO/DIS 11277 DIN 19683 Blatt 1/2 ÖNORM L 1061	ÖNORM L 1061	
Gesamtporenvolumen	Abschätzung aus Rohdichte (Blum et al. 1995)	Abschätzung aus Rohdichte	E DIN/ISO 11508		
Wassergehalts-Saugspannungs-charakteristik	ISO/DIS 11274				
Porengrößenverteilung	ÖNORM L 1069		ÖNORM L 1069		
Aggregatstabilität	Murer et al., 1993		Murer et al., 1993		
Mikromorphologie	ev. Edax				
Tonminerale u. Gesamtminerale	Tonminerale Gesamtminerale				
Wassergehalt	TDR				
Saugspannung	ISO/TC 11276				

Tabelle 7.3: Normen für die chemischen Untersuchungen bei Bodendauerbeobachtung in Österreich (Konzept), BZI, Bodendauerbeobachtung nach Arge Alp, UN/ECE-ICP-Forest und Integrated Monitoring.

Methode	BDF-UBA (Konzept)	BZI	BDF - Arge Alp	UN/ECE-ICP-forest	IM-UBA
pH	ÖNORM L-1083, CaCl ₂	ÖNORM L-1083, CaCl ₂	E DIN/ISO 10390	ÖNORM L-1083, CaCl ₂	ÖNORM L-1083, CaCl ₂
C _{org}	ÖNORM L-1080 ÖNORM L-1081	ÖNORM L-1080 (ÖNORM L-1081)	ISO/CD 10694 DIN 19684 Teil 2 ÖNORM L 1081	ÖNORM L-1080 ÖNORM L-1081	ÖNORM L-1080
N _{tot}	ÖNORM L-1082 oder N-Analyser	ÖNORM L-1082	E DIN/ISO 11261	ÖNORM L-1082	ÖNORM L-1082
Carbonat	ÖNORM L-1084	ÖNORM L-1084	ISO/DIS 10693 DIN 19684 B135 ÖNORM L 1084	ÖNORM L-1084	ÖNORM L-1084
Austauschbare Kationen u. KAK	ÖNORM L-1086	ÖNORM L-1086	ISO/DIS 11260 DIN 19684 Teil 8	ÖNORM L-1086	ÖNORM L-1086
Echte Gesamtgehalte	XRF, Flußsäure				
Säureaufschluß	Königswasser bzw. Salpetersäure/Perchlorsäure ÖNORM L-1085	Königswasser bzw. Salpetersäure/Perchlorsäure ÖNORM L-1085	E DIN/ISO 11466, geeignete Ländermethoden	Königswasser bzw. Salpetersäure/Perchlorsäure ÖNORM L-1085	Salpetersäure/Perchlorsäure
Pedogene Fe-, Al- u. Mn-Oxide	Ammonoxalat (pH 3,25) u. Dithionit-Citrat (pH 7,3)				
Mobile Schwermetalle	Ammoniumnitrat 1:2,5 (DIN V 19730)	diverse Methoden	Ländermethoden	EDTA+NH ₄ -Ac	0,1M BaCl ₂ 1:2,5 (Blum et al., 1996)
Wasserauszug (LF, Ionen)	ÖNORM L 1092	ÖNORM L 1092	E DIN ISO 11265	Verh. 1:10 ÖNORM L 1092	
Gesamtschwefel	S-Analyser	S-Analyser		S-Analyser	automat. Methode
Gesamt-P	Königswasser	Königswasser		Königswasser	Salpetersäure/Perchlorsäure
Radionuklide	Zusatz				

Tabelle 7.4: Vorschriften zur Bestimmung organischer Schadstoffe bei Bodendauerbeobachtung in Österreich (Konzept), BZI, Bodendauerbeobachtung nach Arge Alp, UNECE-ICP-Forest und Integrated Monitoring.

Methode	BDF-UBA	BZI	BDF - Arge Alp	UN/ECE-ICP-forest	IM-UBA
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	freie Methodenwahl				
Polychlorierte Biphenyle und andere schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe	freie Methodenwahl		ISO/WD 10382 VDLUF A - Methode		
Persistente Herbizide			ISO/WD 11264 VDLUF A - Methode		
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	freie Methodenwahl		ISO/CD 13877 VDLUF A - Methode		
PCDD/PCDF	freie Methodenwahl		keine standardisierte Methode		

Tabelle 7.5: Vorschriften für biologisch, biochemische Untersuchungen bei Bodendauerbeobachtung in Österreich (Konzept), BZI, Bodendauerbeobachtung nach Arge Alp, UNECE-ICP-Forest und Integrated Monitoring.

Methode	BDF-UBA	BZI	BDF - Arge Alp	UNECE-ICP-forest	IM-UBA
mikrobielle Biomasse	SIR - Schinner et al. (1993)				SIR - Anderson und Domsch (1978)
Stickstoffmineralisation	Schinner et al. (1993)				Keeney (1982) u. Kandeler und Gerber (1988)
Bodeneatmung - CO ₂ -Freisetzung	Jäggi (1976)				
Xylanaseaktivität	Schinner u. Mersi (1990)				Schinner u. Mersi (1990)
Ureaseaktivität	Kandeler u. Gerber (1988)				
potentielle Denitrifikation	Ryden et al. (1979)				
potentielle Nitrifikation	Berg und Rosswall (1985)				
Phosphataseaktivität (bodeneigener pH-Wert)	Hoffmann (1968)				Hoffmann (1968), modifiziert
Phosphataseaktivität (saurer pH-Wert)					Tabatabai u. Bremner (1969)
Arylsulfataseaktivität	Tabatabai u. Bremner (1970)				Tabatabai u. Bremner (1970); Eivazi u. Tabatabai (1977)
Dehydrogenase-Aktivität	Thalmann (1968)				
Bodentiere	Schinner et al. (1993)				

8 DATENVERWALTUNG, AUSWERTUNG UND INTERPRETATION

8.1 DATENVERWALTUNG

Zur Verwaltung der erhobenen Daten sollte ein Datenbanksystem aufgebaut werden, welches soweit vereinheitlicht ist, daß von allen Beteiligten Informationen weitergegeben und Gesamtauswertungen durchgeführt werden können. Für den einzelnen Betreiber von einer oder mehreren Bodendauerbeobachtungsflächen würde dies durch eine Fülle von Vergleichsdaten eine wesentliche Kostenreduktion bringen.

Eine Codierung der Daten sollte nach einem einheitlichen Datenschlüssel durchgeführt werden, um die EDV-mäßige Verarbeitung für alle Beteiligten zu vereinfachen. Dazu wird derzeit im Umweltbundesamt in Abstimmung mit dem Institut für Bodenforschung und mit den fachlich betroffenen Stellen ein Vorschlag für einen „Datenschlüssel Bodenkunde“ erarbeitet.

Die Aufgaben der Datenverwaltung sind:

- Erfassung der Daten und Kontrolle der Datenqualität;
- Organisation und Verwaltung der Datenbasis;
- Regelung der Datennachführung und der Datenzugriffsrechte;
- Datenanalyse und Szenariomodellierung;
- Daten- und Ergebnispräsentation.

8.2 STATISTIK

Das wesentlichste Ziel der Bodendauerbeobachtung ist es, Veränderungen von Bodeneigenschaften nachweisen zu können. Dies wird durch die hier vorgeschlagene Kombination von Probenahmedesign und die dazugehörige Statistik ermöglicht, sobald die Ergebnisse der wiederholten Erhebungen vorliegen.

Die statistische Auswertung der Ergebnisse bei stratifizierter Probenahme erfolgt wie in Kapitel 6.1 beschrieben.

8.2.1 Darstellung der Ergebnisse

Eine Darstellung der Ergebnisse aus der statistischen Datenauswertung sollte nachfolgende Punkte für die untersuchten pedogenetischen Horizonte und Probenahmezeitpunkte bzw. Probenahmepaare umfassen, um die Signifikanz der Veränderung von Bodeneigenschaften in den Zeitreihen prüfen zu können:

- Abweichung von der Anzahl der Einstichstellen und Parallelproben aus Kapitel 5;
- arithmet. Mittelwerte (Gl. 5.3.1) und Varianzen (Gl. 5.3.2) der Parallelproben;
- Kovarianzen der gepaarten Parallelproben (Gl. 5.7.2);
- Pearson-Korrelationskoeffizienten der gepaarten Parallelproben;
- Differenzen der DBF-Mittelwerte und deren statistische Signifikanz (Gl. 5.3.5 unter Berücksichtigung von Gl. 5.7.1).

Für den Vergleich von Daten nach genetischer Probenahme sollten die Ergebnisse als Tiefenfunktion von Bodenparametern als 'equal area' Splinefunktion dargestellt werden (siehe Kap. 5.8).

8.3 BODENKUNDLICH-GEOCHEMISCHE AUSWERTUNG UND INTERPRETATION

Die Hauptfrage der bodenkundlich-geochemischen Auswertung ist die Identifizierung von natürlichen Bodenprozessen, um diese anthropogenen Einflüssen gegenüberstellen zu können. Außerdem stellt sich die Frage, wie sich die Bodenparameter im Vergleich zu bestimmten Grenzwerten (z. B. Eikmann und Kloke, 1991; Prüß et al., 1991) verhalten. Durch die Verknüpfung der Veränderung von Bodeneigenschaften mit anthropogenen Einflußfaktoren lassen sich konkrete Maßnahmen ableiten.

Zunächst gilt es, ablaufende Prozesse im Boden zu identifizieren und quantitativ zu erfassen. Hierzu stehen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung folgende Methoden zur Verfügung:

- **Profilbilanzen** anhand der Daten der Grunduntersuchungen (siehe Kap. 4) sowie der ersten Erhebung. Durch die Bilanzierung der Elementmengen in den Bodenhorizonten gegen den C-Horizont als Referenzhorizont kann die bisherige Dynamik der Stoffanreicherung und Stoffverlagerung des untersuchten Bodens als Summenparameter berechnet werden (siehe Ortner, 1992; Ruppert, 1991).

- **Analyse der Bodenlösung.**

Die Spezifizierung von Elementgehalten in der Bodenlösung mittels bodenchemischen Modellen (z. B. mit der Software Minteq A2) läßt Schlüsse auf die aktuelle Dynamik im Boden zu. Insbesondere können Elementaktivitäten berechnet werden und mit der Löslichkeit bestimmter Festphasen verglichen werden. Über die Konstruktion derartiger Stabilitätsdiagramme können die löslichkeitsbestimmenden Festphasen (z. B. Minerale) identifiziert werden. Sind die thermodynamischen Parameter sowie die Löslichkeitskinetik der betreffenden Substanz bekannt, kann eine Prognose der zukünftigen Dynamik erfolgen (chemische Prognosemodelle).

- **Flußbilanzen**

Über die Erfassung von Input und Output sowie des Turnover kann die aktuelle Veränderung des Bodenzustandes quantifiziert werden. Durch die daraus abgeleitete Berechnung von Massenbilanzen für einzelne Bodenkompimente ist es einerseits möglich, z. B. den Zeitpunkt des Eintretens einer Grenzwertüberschreitung bei gegebener Belastungssituation (Eintrag) zu prognostizieren. Andererseits kann bei Reduktion der Belastung (z. B. Blei im Treibstoff) die Wahrscheinlichkeit einer Autodekontamination des Bodens abgeschätzt werden.

Das Ziel all dieser Analysen ist es, durch Verknüpfung von Bodenprozessen mit externen Einflußfaktoren Vorhersagen über die Bodenentwicklung bzw. bestimmte Risiken zu treffen. Durch die Identifikation von Bodenbelastungen bzw. derer Pfade sowie der bodenchemischen Dynamiken lassen sich Gegenmaßnahmen ergreifen.

9 STANDORTSEMPFEHLUNGEN FÜR EIN DAUER- BEOBACHTUNGSFLÄCHEN - SYSTEM IN ÖSTERREICH

Im Hinblick auf die in Kapitel 2 dargelegten Zielsetzungen ist es einerseits wesentlich, alle bedeutenden Belastungsquellen und Belastungspfade sowie Belastungsarten in die Bodendauerbeobachtung einzubeziehen, andererseits eine für Österreichs Bodenlandschaften und deren Bodenfunktionen repräsentative Verteilung der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) zu erzielen. Bei gleicher *Belastung* können die einzelnen Bodentypen entsprechend ihrer *Sensitivität* unterschiedlich rasch mit Veränderungen im Bodenzustand und in den hierdurch bedingten Bodenpotentialen reagieren (Blum und Wenzel, 1989).

Die Einrichtung von „Hintergrundstandorten“ (Stationstyp H) erscheint wesentlich, um die langfristige Entwicklung des Bodenzustandes bzw. einzelner Kennwerte unter möglichst umfassendem Ausschluß menschlicher Aktivitäten und Beeinflussungen zu erfassen („*Naturnahe Entwicklung*“). Meßflächen dieser Art könnten vor allem im Bereich von Naturschutzgebieten, Nationalparks und ähnlicher Schutzgebiete eingerichtet werden, wo sie auch zur Kontrolle der Schutzmaßnahmen herangezogen werden können. Andererseits ist es vordringlich, Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) im Bereich sensibler Böden, die zugleich hohen Belastungen ausgesetzt sind, einzurichten (Stationstyp I). Hierdurch können maximale Raten der Bodenveränderung erfaßt werden. Derartigen Meßstellen kommt somit eine wichtige *Indikatorfunktion* zu und sie sind daher gemeinsam mit den Hintergrundstationen in einer ersten Ausbauphase eines österreichweiten Bodendauerbeobachtungs-Meßnetzes einzurichten. Allerdings geben sie für sich allein kein repräsentatives Bild der landesweiten Bodenveränderungen, sodaß in einer weiteren Ausbauphase durch die Einrichtung von BDFs an Standorten mit typischer Sensitivität und Belastungssituation für größere Landesteile (Stationstyp R) Flächenrepräsentativität für eine *österreichweite Erfassung* von Bodenveränderungen erzielt werden sollte. Durch den Vergleich von Veränderungsdaten an extremen und typischen Standorten mit jenen von Hintergrundstationen sollte es möglich sein, den anthropogenen Einfluß von natürlichen Entwicklungstendenzen zu trennen (*Kausalanalyse*).

Tabelle. 9.1 Verschiedene Stationstypen für die Bodendauerbeobachtung

Stationstyp	Untertyp	Bezeichnung	Anmerkung
H		Hintergrund	Hintergrundbelastung
I	I-1	Indikatorstandort- Ballungsraum	hohe Belastung/sensitive Böden Ballungsraum mit hoher Wohn-, Verkehrs- u./od. Industriedichte (z. B. Linz, Wien,)
	I-2	Indikatorstandort- Industrie	Belastung aus Industrie seit mehreren Jahrzehnten (z. B. TCW)
	I-3	Indikatorstandort- Hütten	Jahrhundertelange Belastung durch Bergbau etc. - z. T. verstärkt durch aktuelle Belastung
R		Regionsrepräsentativer Standort	repräsentativ für eine größere Region oder Bodenlandschaft

Mit Hilfe der Bodenkarte von Österreich (1:1.000.000; Blum und Wenzel, 1989) sowie unter Berücksichtigung zusätzlicher Informationen über Bodenbelastungen aus den bereits durchgeführten Bodenzustandsinventuren und regionalen/lokalen Untersuchungen (siehe Überblick in Alge und Wenzel, 1993) werden in Tabelle 9.2 vorläufig Meßstellen für die Bodendauerbeobachtung vorgeschlagen. Zusätzlich liegen in einigen Bundesländern bereits konkrete Vorstellungen für mögliche Standorte vor, die hier mitberücksichtigt werden. Die bereits eingerichteten Standorte sind fett gedruckt. Die vorläufige Standortauswahl basiert deshalb auf den Bodenlandschaften, da diese von geologischen, morphologischen und klimatischen Faktoren mitbestimmt werden und somit indirekt viele Einflußfaktoren miteinfaßt werden. Die Gliederung Österreichs in Landschaftsräume (Novak, 1990) basiert grundsätzlich auf denselben Faktoren, die die Bodenbildung prägen und ist somit in der Bodenlandschaft enthalten. Zudem es für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen zielführend ist, die Ergebnisse der Bodenschätzung, Bodenkartierung und der forstlichen Standortkartierung miteinzubeziehen. Für die Auswahl regionsrepräsentativer Stationen sind neben den Bodenlandsschaften auch die landwirtschaftlichen Hauptproduktionsgebiete sowie die forstlichen Wuchsgebiete (Karten im Anhang) von Bedeutung. Um den zusätzlichen Aufwand bei den Eintragsmessungen zu minimieren, sollte bei der Flächenauswahl auch auf bereits bestehende Luftgütemeßstellen Rücksicht genommen werden (Karten für Meßstellen der nassen Deposition, von Staub, NO₂ und SO₂ in Österreich siehe Anhang).

In Tabelle 9.3 sind die von der FBVA eingerichteten bzw. gerade in Einrichtung befindlichen Standorte nach ECE/ICP - Forest (International Cooperative Programm) aufgelistet. Es handelt sich hierbei gleichzeitig um 17 Waldbodenzustandsinventur (WBZI) -Standorte, da sich die Untersuchungen aus der WBZI im wesentlichen mit den vorgegebenen Untersuchungen des ICP-Forest Programmes decken.

In Tabelle 9.4 finden sich die Bodenbezeichnungen zu den in Tabelle 9.2 sowie 9.3 angegebenen Bodenlandschaften nach FAO (1989).

Tabelle 9.4: Die in den folgenden Tabellen (9.2 u. 9.3) verwendeten Kurzbezeichnungen für die jeweils vorherrschenden Bodentypen (nach FAO, 1989)

M1	Eutri-fibric Histosols	B1	Eutric Cambisols
M2	Dystri-fibric Histosols	B2	Calcaric Cambisols
A1	Eutric Fluvisols	B3	Calcaric Cambisols
A2	Calcaric Fluvisols	B4	Calcic Cambisols
A3	Dystic Fluvisols	B5	Dystic Cambisols
R1	Lithic Leptosols	B6	Dystic Cambisols
R2	Rendzic Leptosols	B7	Eutric and Dystic Cambisols
R3	Dystic Leptosols	B8	Stagnic Cambisols
T1	Haplic Chernozems	P1	Calci-haplic Luvisols
T2	Luvic Chernozems	P2	Calcic Luvisols
T3	Gleyic Chernozems	P3	Dystic Luvisols
T4	Calcic Chernozems	P4	Luvic Stagnosols
O1	Haplic Podzols	U	Vertic Cambisols
O2	Stagnic Podzols		

Tabelle 9.2: Vorläufige Liste möglicher Standorte für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (eingeringte Standorte sind fett gedruckt)

Nr.	Land	Standort	(Vorherrschender) Bodentyp	Belastungshöhe	Belastungsart	Stationstyp ¹	Anmerkungen	Vorschlag ²
1	V		A1					A
2	V	Pfänder	B3	hoch ?	Ferntransport	I 2	Ferntransport	L
3	V	Rheintal	O2			R		A
4	V	Rheintal	R2			R		A
5	V	Rheintal	B6			R		A
6	V	Rheintal	O1			R		A
7	T	Innsbruck	A2	hoch		I 1	Ballungsraum	A
8	T	Karwendel	R2	gering	Ferntransport	R	Kalkalpin	A
9	T	Karwendel	R1	gering		R	Kalkalpine Hochlagen	A
10	T	Breitenbach Raum Kufstein	B6	hoch		R	Mittelgebirge	A
11	T	Stubaital	B6	hoch		I 2	Brenner Autobahn	A
12	T	Brixlegg	A2/B6	hoch	Schwermetalle, Dioxine	I 2, I 3	Rohstoffgewinnung, Industrie	A, L
13	T	Zillertal	O1	gering ?		R		A
14	T	Zillertal	R3	gering ?		R		A
15	T	Osttirol	O1	gering		H	Nationalpark Hohe Tauern	A

¹ H = Hintergrundstation, I = Indikatorstation (hohe Belastung bei sensitivem Boden), R = Repräsentative Station für eine größere Region, Bodenlandschaft etc.² A = Autor, L = Bundesland, U = UBA, F = FBVA

Tabelle 9.2: (Fortsetzung) Vorläufige Liste möglicher Standorte für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (eingerihtete Standorte sind fett gedruckt)

Nr.	Land	Standort	(Vorherrschender) Bodentyp	Belastungshöhe	Belastungsart	Stationstyp ¹	Anmerkungen	Vorschlag ²
16	T	Osttirol	R3	gering		H	Nationalpark Hohe Tauern	A
17	T	Kufstein	A2	hoch		H, R	Ballungsraum	A
17a	T	Loisachtal	R1/R2	gering		R	bereits eingerihtet, Wald	L
18	S	Rauris/Kolm Saigurn	O1		Almweide	R	Bodenversauerung	L
19	S	Salzburg Stadt	P2/P3	hoch		R, I 1	Ballungsraum, derzeit in Einrichtung	L
20	S	Haunsberg/ Nußdorf	P3	gering		R		L
21	S	St. Kolomann	B2/B6	gering		H	bereits eingerihtet und UBA-Luftmeßstelle	L
22	S	Hallein/Gamp	P2			I 1	Wasserschutzgebiet bereits eingerihtet	L
23	S	Tamsweg	R2			R		L
24	S	Mittersill/Paß Thurn	B6/O1			R		L

¹ H = Hintergrundstation, I = Indikatorstation (hohe Belastung bei sensitivem Boden), R = Repräsentative Station für eine größere Region, Bodenlandschaft etc.

² A = Autor, L = Bundesland, U = UBA, F = FBVA

Tabelle 9.2: (Fortsetzung) Vorläufige Liste möglicher Standorte für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (eingeriichte Standorte sind fett gedruckt)

Nr.	Land	Standort	(Vorherrschender) Bodentyp	Belastungshöhe	Belastungsart	Stationstyp ¹	Anmerkungen	Vorschlag ²
25	S	Saalfelden				R	starke Wirtschaftsdynamik, derzeit in Einrichtung	L
26	S	Wals	B2		LW	I 1	Gemüsebau	L
77	S	St. Johann/ Pongau				I		L
78	S	Weißbach b. Lofer			Almweide	R	derzeit in Einrichtung	L
27	K	Klagenfurt	A2	hoch		R, I 1	Ballungsraum	L
28	K	Krappfeld	B5/B6	mittel	Industrie, LW	R, I 2	gut untersuchtes Gebiet	A
29	K	Karawanken	R1			R		A
30	K	Karawanken	B5			R		A
31	K	Arnoldstein	A1/R2	hoch	Bergbau, Ind.	I 2		A
32	K	Lienzer Dolomiten	R3, B6			R		A
33	St	Graz	B1	hoch		R, I 1	Ballungsraum	A
34	St	Leibnitzer Feld	A1, B1		LW, Nitrat		Grundwasser !	A

¹ H = Hintergrundstation, I = Indikatorstation (hohe Belastung bei sensitivem Boden), R = Repräsentative Station für eine größere Region, Bodenlandschaft etc.

² A = Autor, L = Bundesland, U = UBA, F = FBVA

Tabelle 9.2: (Fortsetzung) Vorläufige Liste möglicher Standorte für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (eingeriichte Standorte sind fett gedruckt)

Nr.	Land	Standort	(Vorherrschender) Bodentyp	Belastungshöhe	Belastungsart	Stationstyp ¹	Anmerkungen	Vorschlag ²
35	St	SO Graz	B8, P4	hoch	Wassererosion	R, I	Landwirtschaft	A
36	St	Mur/Mürz	A1	hoch	Industrie	R, I 2, I 1		A
37	St	Ennstal	A1/B6					A
38	St	Niedere Tauern	O1/R3	gering		H		A
39	St	Köflach-Voitsberg	B6		E-Wirtschaft, Ind., Bergbau	R, I 2	gut untersuchtes Gebiet	A
40	St	Dachstein	R1, R2		Tourismus	R	Karst	A
41	St	Schöckl	R2			R	Naherholungsraum	A
42	St	Erzberg	R1, R2	hoch	Bergbau	I 2		A
43	St	Waldheimat	B6	gering		H		A
44	OÖ	Salzkammergut	B7, P4, P3		Tourismus	R		A
45	OÖ	Westliches Innviertel	P1, P2, P3, P4			R	Ranshofen, Chem. Industrie, LW	A
46	OÖ	Linz	A2, P2	hoch		I 1	Ballungsraum	A
47	OÖ	Böhmerwald	B5			R	FIW	A
48	OÖ	Mühlviertel	B8		LW	R		A
49	OÖ	Totes Gebirge	R1, R2			R		A

¹ H = Hintergrundstation, I = Indikatorstation (hohe Belastung bei sensitivem Boden), R = Repräsentative Station für eine größere Region, Bodenlandschaft etc.

² A = Autor, L = Bundesland, U = UBA, F = FBVA

Tabelle 9.2: (Fortsetzung) Vorläufige Liste möglicher Standorte für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (eingerichtete Standorte sind fett gedruckt)

Nr.	Land	Standort	(Vorherrschender) Bodentyp	Belastungshöhe	Belastungsart	Stationstyp ¹	Anmerkungen	Vorschlag ²
50	OÖ	Reichraming Zöbelboden	R2			H	NP Kalkalpen (IM-Projekt) UBA - Wald	U
51	OÖ	Phyrn	P2, (R2)			I 2	Autobahn	A
52	NÖ	St. Pölten	A2, B1			R, I 1	Ballungsraum	A
53	NÖ	Waldviertel	P1			R	Podsol	A
54	NÖ	Waldviertel	B5			R		A
55	NÖ	Donautal	P2			R		A
56	NÖ	Flyschgebiet	B7			R	stadtfrem	A
57	NÖ	Kalkalpin, Stedlungsnähe	R2	mittel		R		A
58	NÖ	Rotwald	R2	gering		H		A
59	NÖ	Rax/Schneeberg	R2			R, H	Quellschutzgebiet	A
60	NÖ	Wr. Neustadt	P2	hoch	Industrie	R, I 1		A
61	NÖ	Moosbrunn	T3			R	Grundwasser	A
62	NÖ	Krems	B1, B5		Weinbau	R, I 1		A
63	NÖ	Weinviertel	T4, T1, T2,		LW - Erosion	R, I		A
64	NÖ	Marchfeld	T1		LW	R		A

¹ H = Hintergrundstation, I = Indikatorstation (hohe Belastung bei sensitivem Boden), R = Repräsentative Station für eine größere Region, Bodenlandschaft etc.

² A = Autor, L = Bundesland, U = UBA, F = FBVA

Tabelle 9.2: (Fortsetzung) Vorläufige Liste möglicher Standorte für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (eingerichtete Standorte sind fett gedruckt)

Nr.	Land	Standort	(Vorherrschender) Bodentyp	Belastungshöhe	Belastungsart	Stationstyp ¹	Anmerkungen	Vorschlag ²
65	NÖ	Schwechat	T2	hoch	Flughafen	I 2		A
66	NÖ	Marchauen	A1			R	Nationalpark	A
67	NÖ	Hainburg	A2			R	Nationalpark	A
68	B	Eisenstadt	T2				Ballungsraum	A
69	B	Günser Gebirge	B5, (P4)		Versauerung	R	Forschungsprojekt	A
70	B	Leithagebirge	B5, R2			R	Eichensterben	A
71	B	Lange Lacke	M1				NP Neusiedlersee	A
72	B		T2				Weinbau	A
73	W	Lobau			LW, I 1	R	LW der Stadt Wien	A
74	W	Wienerwald			R, I 1			A
75	W	Türkenschanzenpark			I 1		Park	A
76	W				Weingärten			A

¹ H = Hintergrundstation, I = Indikatorstation (hohe Belastung bei sensitivem Boden), R = Repräsentative Station für eine größere Region, Bodenlandschaft etc.

² A = Autor, L = Bundesland, U = UBA, F = FBVA

Tabelle 9.3: Liste der von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA) eingerichteten bzw. einzurichtenden Level II bzw. III-Standorte im Rahmen des ECE/ICP

Nr.	Land	Standort	Bodenlandschaft	Anmerkungen	Vorschlag ¹
W1	NÖ	Klausenleopoldsdorf	B3	Lysimeteranlage für Makroelemente	F
W2	NÖ	Heidenreichstein	O1		F
W3	NÖ	Gutenbrunn	B7		F
W4	St	Mürzzuschlag	B2	Lysimeteranlage für Makroelemente	F
W5	St	Bad Radkersburg	P4		F
W6	St	Mariazell	B5		F
W7	St	Leoben	B5		F
W8	K	Völkermarkt	B5		F
W9	K	Spital a.d. Drau	B5		F
W10	K	Hermagor Bleiberg	B5		F
W11	OÖ	Mondsee	B5		F
W12	OÖ	Ranshofen	B5/P3		F
W13	OÖ	Gosau (Paß Gschütt)	R2		F
W14	S	Mittersil	O1		F
W15	T	Zillertal			F
W16	T	Reutte			F
W17	V	Feldkirch	R2		F

¹ A = Autor, L = Bundesland, U = UBA, F = FBVA

10 LITERATUR

- Alge, G. und W.W. Wenzel. 1993. Statusbericht Boden. Istzustand und Entwicklungstendenzen in Österreich. Endbericht BMUJF.
- Amt der Niederösterreichischen Landesregierung. 1994. Niederösterreichische Bodenzustandsinventur. Wien.
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung. 1993. Oberösterreichischer Bodenkataster Bodenzustandsinventur. Linz.
- Amt der Salzburger Landesregierung. 1993. Bodenzustandsinventur Salzburg. Salzburg.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung. 1989. Steiermärkischer Bodenschutzbericht. Graz.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung. 1991. Steiermärkischer Bodenschutzbericht. Graz.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung. 1992. Steiermärkischer Bodenschutzbericht. Graz.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung. 1993. Steiermärkischer Bodenschutzbericht. Graz.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung. 1994. Steiermärkischer Bodenschutzbericht. Graz.
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung. 1995. Steiermärkischer Bodenschutzbericht. Graz.
- Amt der Tiroler Landesregierung. 1988. Bericht über den Zustand der Tiroler Böden. Innsbruck.
- Amt der Vorarlberger Landesregierung. 1986. Bodenzustandserhebung Vorarlberg. Lebensraum Vorarlberg, Band 2.
- Anderson, J.P.E. 1982. Soil Respiration. In: Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney (eds.). Methods of soil analysis, Part 2. American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Anderson, J.P.E. und K.H. Domsch. 1978. A physiological method for quantitative measurement of microbiological biomass in soils. *Soil.Biol.Biochem.* 10, 215-221.
- Arai, S. 1975. Extraction of active aluminium from acid soils in Japan with different reagents. *Geoderma* 14, 63-74.
- ARGE Bodenschutz von Arge Alp, Arge Alpen-Adria und Arge Donau. 1994. Empfehlung einer abgestimmten Vorgehensweise bei der Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen. Arbeitspapier der gemeinsamen Tagung vom 10.11.1993. München.
- Baccini, P. und B.v. Steiger. 1993. Die Stoffbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - Eine Methode zur Früherkennung von Bodenveränderungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 156, 45-54.
- Bachmann, J. und K.H. Hartge. 1992. Die Berechnung von Wasserspannungskurven aus Primärdaten - Ein Methodenvergleich. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 155, 109-114.
- Bartels, U. 1988. Abschätzung der organischen Kohlenstoffeinträge in Waldökosysteme durch Messung der UV-Absorption (254 nm) im Niederschlagswasser. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151, 405-406.
- Bartels, U. 1990. Organischer Kohlenstoff im Niederschlag nordrhein-westfälischer Fichten- und Buchenbestände. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 153, 125-127.
- Bayr, Staatsm. f. Landesentwicklung und Umweltfragen und für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg. 1990. Boden - Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. Standortauswahl, Einrichtung, Probenahme, Analytik, München.
- Berg, P. u. T.Rosswall. 1985. Ammonium oxidizer numbers, potential and actual oxidation rates in two swedish arable soils. *Biol.Fert. Soils* 1, 131-140
- Blake, G.R. und K.H. Hartge. 1986. Bulk Density. - in: Klute, A. (Ed.): Methods of soil analysis, part 1: Physical and mineralogical methods, 2nd Edition, 363-375, Soil Sci. Soc. America, Madison.
- Blum, W.E.H., H. Spiegel und W.W. Wenzel. 1989. Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

- Blum, W.E.H., H. Spiegel und W.W. Wenzel. 1996. Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung. Überarbeitete Neuauflage. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Blum, W.E.H. und W.W. Wenzel. 1989. Bodenschutzkonzeption. Bodenzustandsanalyse und Konzepte für den Bodenschutz in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Blum, W.E.H., A. Brandstetter, F. Jockwer, Ch. Riedler, H. Sattler und W.W. Wenzel. 1994. Vergleich von Konzepten zur Bodendauerbeobachtung auf nationaler und internationaler Ebene. UBA-BE-18. Umweltbundesamt Wien.
- Bradford, J.M. 1986. Penetrability. - in: Klute, A. (Ed.): Methods of soil analysis, part 1: Physical and mineralogical methods, 2nd Edition, 463-478, Soil Sci. Soc. America, Madison.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landnutzung. 1993. Zeitliche Veränderungen von Schadstoffgehalten in Böden; Umwelt Nr. 200, Bern.
- Burke, W., D. Gabriels und J. Bouma (Ed.s). 1986. Soil Structure Assessment. A.A.Balkema/Rotterdam/Boston.
- Dahinden, R. und A. Desaulles. 1994. Die Vergleichbarkeit von Schwermetallanalysen in Bodenproben von Dauerbeobachtungsflächen - Ergebnisse eines Probenahmeringversuches; Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Liebefeld-Bern.
- Desaulles, A. 1993. Nationales Bodenbeobachtungsnetz (NABO) - Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.
- Deutschmann, G., V. Malessa und H. Rummenhohl. 1994. Bestimmung der Lagerungsdichte in stark skeletthaltigen Böden. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 157, 77-79.
- Dirksen, C. 1991. Unsaturated Hydraulic Conductivity. - in: Smith, K.A. und C.E. Mullins (Ed.s): Soil Analysis - Physical Methods, 209-270. Marcel Dekker, New York.
- Eikmann, Th und A. Kloke. 1991. Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) stoffe in Böden. In: Rosenkranz et al.: Handbuch des Bodenschutzes, Erich Schmidt-Verlag, Berlin.
- Eivazi, F. und M.A. Tabatabai. 1977. Phosphatase in soils. Soil.Biol.Biochem. 9, 167-172.
- Elrick, D.E. und W.D. Reynolds. 1992. Infiltration from Constant-Head Well Permeameters and Infiltrometers. - in: Topp, G.C., W.D. Reynolds und R.E. Green (Eds): Advances in Measurements of Soil Physical Properties: Bringing Theory into Practice. Soil Sci. Soc. America, Madison.
- Environment Data Centre. 1994. International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. 2. Annual Synoptic Report 1994. National Board of Waters and the Environment. Helsinki.
- EPA-Method 8310. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, OH 45268.
- Ettre, L.S. and B. Kolb. 1991. Headspace Gas - Gaschromatography: The Influence of Sample Volume on Analytical Results. Chromatographia, Vol. 32, No. 1/2, 5-12.
- FAO-Unesco. 1989. Soil Map of the World. Published by ISRIC, Wageningen.
- Flemish Soil Experts Group. 1991. Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme for Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests in the ECE region. UNEP -UN/ECE.
- Focht, D.D. and W. Verstraete. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. Adv. Microbiol. Ecol. 1, 135-214.
- Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien. 1992. Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. 168. Heft, Band I und II.
- Frank, E., A. Hanus, G. Hobiger, W. Pichler und S. Schwarz. 1992. Integrated Monitoring Labormethoden - Niederschlagswasser, Fließgewässer, Bodenwasser, Mineralboden und Humusaufgabe. UBA-92-067, Umweltbundesamt, Wien.

- Freeny, J.R. 1961. Some observations on the nature of organic sulphur compounds in soils. *Austr. J. Agric. Res.* 12, 424-432.
- Freeny, J.R., G.E. Melville and C.H. Williams. 1975. Soil organic matter fractions as sources of plant available sulfur. *Soil.Biol.Biochem.* 7, 217-221.
- Gerzabek, M.H. und H. Rössner. 1993. Über den Einfluß der Lagerungszeit von Bodenaggregaten auf die Aggregatstabilität. *Die Bodenkultur*, 44, 1-5.
- Gratzer, G. 1994. Integrated Monitoring - Bodenerhebung Zöbelboden 1992. Integrated Monitoring Series. Umweltbundesamt, Wien. In Arbeit.
- Green, R.E., L.R. Ahuja und S.K. Chong. 1986. Hydraulic Conductivity, Diffusivity, and Sorptivity of Unsaturated Soils: Field Methods. - in: Klute, A. (Ed.): *Methods of soil analysis, part 1: Physical and mineralogical methods*, 2nd Edition, 425-442, Soil Sci. Soc. America, Madison.
- Guggenberger, G. und W. Zech. 1992. Sorption of Dissolved Organic Carbon by Ceramic P 80 Suction Cups. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 155, 151-155.
- Hartge, K.H. und R. Horn. 1989. *Die physikalische Untersuchung von Böden*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Hoffmann, G. 1968. Eine photometrische Methode zur Bestimmung der Phosphatase-Aktivität in Böden. *Z. Pflanzenern.Bodenk.* 118, 161-172.
- Horak, O., A.A. Kamel, E. Lummerstorfer, S. Ecker, E. Benetka, R. Rebler und E. Kandeler. 1994. Mobile Schwermetallfraktionen in Böden. Bericht des OEFZ Seibersdorf an den Jubiläumsfonds der ÖNB und das BMLF, beschränkte Verbreitung.
- Hornburg, V. 1991. Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 2, 288S.
- Hornburg, V. und G.W. Brümmer. 1993. Verhalten von Schwermetallen in Böden: 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Z.Pflanzenernähr.Bodenk.* 156, 467-477.
- Jäggi, W. 1976. Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. *Schweiz. Landw. Forschung* 15, 371-380.
- Jenkinson, D.S and D.S. Powlson. 1976. The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. - V. A method for measuring soil biomass. *Soil.Biol.Biochem.* 8, 203-208.
- Juritsch, G. 1994. Konzept zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen. Entwurf. Amt der Salzburger Landesregierung.
- Kandeler, E. and H. Gerber. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol.Fertil.Soils* 6, 68-72.
- Kandeler, E., R. Margesin, R. Öhlinger und F. Schinner. 1993. Bodenmikrobiologisches Monitoring - Vorschläge für eine Bodenzustandsinventur. *Die Bodenkultur* 44, 357-377.
- Kandeler, E. und E. Murer. 1993. Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma*, 56, 503-513.
- Keeney, D.R. 1982. Nitrogen-availability indices. In: Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney (eds.). *Methods of soil analysis, Part 2*. American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Kemper, W.D. und R.C. Rosenau. 1986. Aggregate Stability and Size Distribution. - in: Klute, A. (Ed.): *Methods of soil analysis, part 1: Physical and mineralogical methods*, 2nd Edition, 425-442, Soil Sci. Soc. America, Madison.
- Kemper, W.D. und E.L. Koch. 1966. Aggregate stability of soils from the western portions of the United States and Canada. *U. S. Dep. Agric. Tech. Bull.* 1355.
- Killham, K. 1987. A new perfusion system for the measurement and characterization of potential rates of soil nitrification. *Plant and Soil* 97, 267-272.
- Klute, A. und C. Dirksen. 1986. Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods. - in: Klute, A. (Ed.): *Methods of soil analysis, part 1: Physical and mineralogical methods*, 2nd Edition, 687-734, Soil Sci. Soc. America, Madison.

- Kolb, B. u. L.S. Ettre. 1991. Theory and Practice of Multiple Headspace Extraction. *Chromatographia*, Vol. 32, No. 11/12, 505-513.
- Köster, W und D. Merkel. 1982. Beziehungen zwischen Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. *Landwirtsch. Forschung*, 39 (Kongreßband), 245-254.
- Kuráz, V. 1981. Testing of a field dielectric soil moisture meter. *Geotechnical Testing Journal*, GTLODJ, Vol. 4, Nr.3, 111-116.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 1993. Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg - Schwermetalle, Arsen, Organochlorverbindungen (Stand: Frühjahr 1993). Materialien zum Bodenschutz, Band 2.
- LBP. 1989. Bodenbeobachtungsprogramm. Zwischenbericht über die Erstuntersuchungen. Erhebungszeitraum 1985-1988. Bayrische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP), Freising - München (unveröffentlicht).
- Lindsay, W.L. 1979. Chemical Equilibria in soils. John Wiley & sons. 449 S., New York - Chichester - Brisbane - Toronto.
- Lindsay, W.L and W.A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil.Sci.Soc.Am.J.*, 42, 421-428.
- Malcolm, R.E. 1983. Assessment of phosphatase activity in soils. *Soil.Biol.Biochem.* 15, 403-408.
- Matheron, G. 1965. Les variables régionalisées et leur estimation; Masson, Paris.
- McPherson, G. 1990. Statistics in Scientific Investigation. Ist Basis, Application, and Interpretation. Springer-Verlag, New York.
- Mirtl, M. 1994. Integrated Monitoring in Österreich. Integrated Monitoring Series. Umweltbundesamt, Wien. In Arbeit.
- Mualem, Y. 1986. Hydraulic conductivity of unsaturated soils: prediction and formulas. - in: Klute, A. (Ed.): Methods of soil analysis, part 1: Physical and mineralogical methods, 2nd Edition, 425-442, Soil Sci. Soc. America, Madison.
- Murer, E.J., A. Baumgarten et al. 1993. An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). *Geoderma*, 56, 539-547.
- Novak, H. 1990. Vereinfachte Landschaftsgliederung in Österreich. UBA-IB-228, Umweltbundesamt, Wien.
- Ortner, G. 1992. Abschätzung anthropogener und geogener Schwermetallgehalte in Böden mittels Bilanzierungsverfahren. Diplomarbeit an der Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- Papritz, A.J. 1993. Estimating Temporal Change of Soil Properties; Diss., Swiss Federal Institute of Technology, Zürich.
- Plagge, R. 1991. Die Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in Böden. *Bodenökologie und Bodengenese*. Hrsg.: H.R.Bork u. M. Renger, Institut für Ökologie, Berlin.
- Ponce-Hernandez, R., F.H.C. Marriot und P.H.T Beckett. 1986. An improved method for reconstructing a soil profile from analyses of a small number of samples; *Journal of Soil Science*, 37, 455-467.
- Prüß, A., G. Turian, V. Schweikele und T. Nöltner. 1990. Bestimmung pflanzenverfügbarer Schwermetallgehalte in Böden. Mitteilung. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 61, 123-126.
- Prüß, A. G. Turian und V Schweikele. 1991. Ableitung kritischer Gehalte an NH_4NO_3 -extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands. Mitteilung. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66, 385-388.
- Pylvänäinen, M. 1993. Manual for integrated monitoring. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Published by Environment Data Centre, Helsinki, Finland.
- Reynolds, W.D. und D.E. Elrick. 1985a. In situ measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity, and the alpha-parameter using the guelp permeameter. *Soil Science*, 140, 292-302.

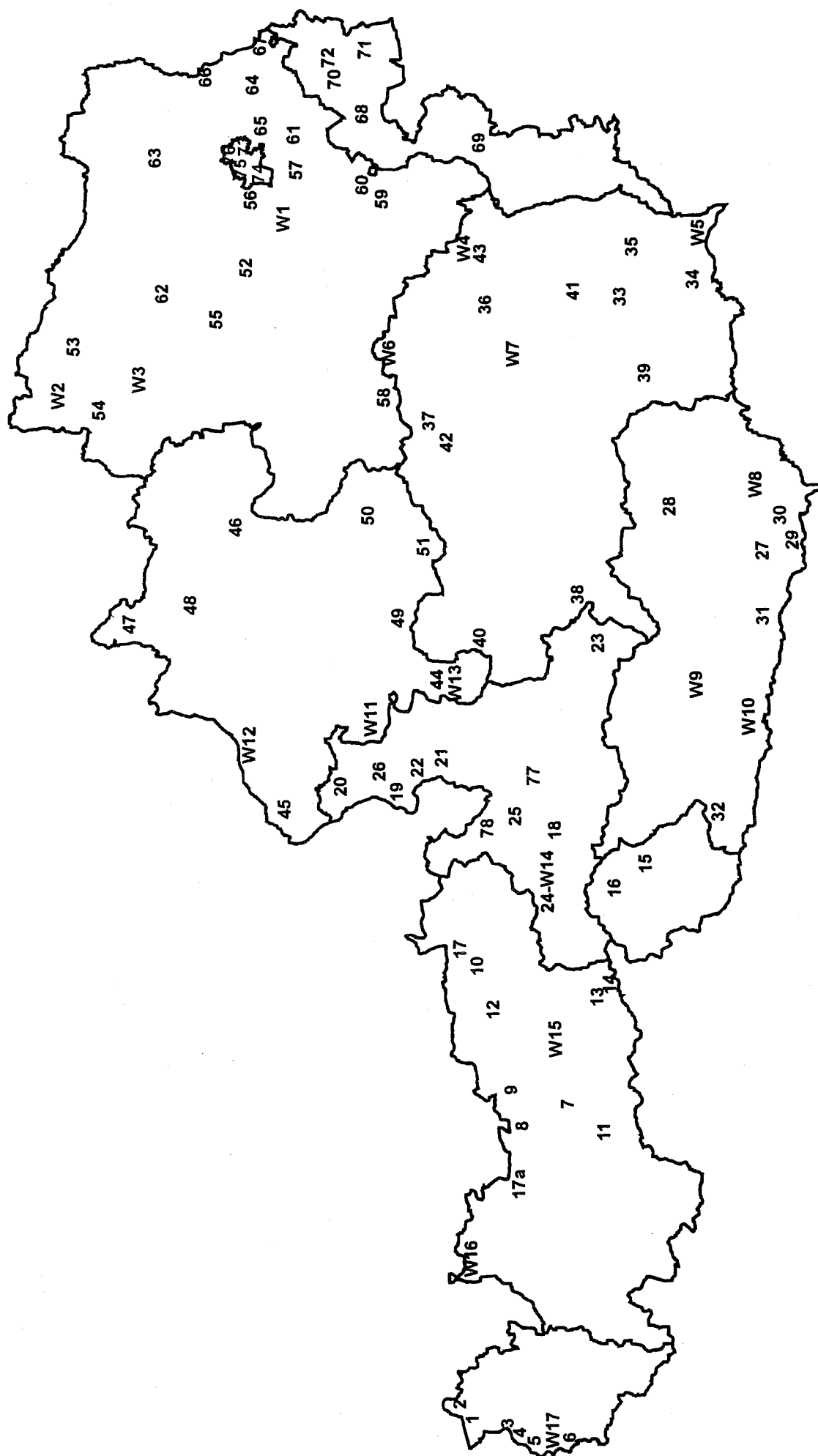
- Reynolds, W.D. und D.E. Elrick. 1985b. Measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the conductivity-pressure head relationship using the "Guelp Permeameter". Proceedings, National Water Well Association Conference on Characterization and Monitoring of the Vadose (Unsaturated) Zone. Denver, Colorado.
- Roth, C.H. 1992. Soil Sealing Crusting in Tropical South America. - in: Sumner, M.E. und B.A. Stewart (Eds.): Soil Crusting, Advances in Soil Science, 267-300, Lewis Publishers, Boca Raton.
- Ruppert, H. 1991. Zur Problematik der Abschätzung anthropogener Stoffgehalte in Böden am Beispiel von Schwermetallen. GLA Fachberichte 6, München.
- Ryden, J.C., L.J. Lund and D.D. Focht. 1979. Direct measurement of denitrification loss from soils: I. Laboratory evaluation of acetylen inhibition of nitrous oxide reduction. Soil Sci. Soc. Am. J. 43, 104-110.
- Sachs, L. 1984. Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. Springer-Verlag, Berlin.
- Salverda, A.P. und J.H. Dane. 1992. An examination of the Guelph permeameter for measuring the soil's hydraulic properties. Geoderma, 57, 405-421.
- Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1992. Lehrbuch der Bodenkunde. 13. durchgesehene Auflage, 491 S., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schimel, E.L., M.K. Firestone and K.S. Killham. 1984. Identification of heterotrophic nitrification in a Sierran forest soil. Appl. Environm. Microbiol. 48, 802-806.
- Schinner, F. und W. von Mersi. 1990. Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil, an improved method. Soil Biol. Biochem. 22, 511-515.
- Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin (Hrsg.). 1993. Bodenbiologische Arbeitsmethoden, 2. Auflage, Springer-Verlag, Berlin.
- Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin (Hrsg.). 1996. Methods in Soil Biology. Springer-Verlag, Berlin.
- Schulin, R. 1993. Contaminant Mass Balances in Soil Monitoring. In: Schulin, Desaulles, Webster and Steiger (Editors). Soil Monitoring. Birkhäuser Verlag. Basel-Boston-Berlin.
- Schwarz, S. 1991. Integrated Monitoring in Österreich. UBA-IB-323. Umweltbundesamt, Wien.
- Schweikle, V. 1991. Bemessung von Meßintervallen für Dauerbeobachtungsflächen in Boden-Meßnetzen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154, 225-226.
- Sonderarbeitsgruppe Bodenschutz. 1991. Konzeption zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen. Arbeitshefte Bodenschutz 1. Hrsg.: SAG und Bayr. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- Speir, T.W. and D.J. Ross. 1978. Soil phosphatase and sulphatase. In: Burns, R.G. (ed.): Soil Enzymes. Academic Press. London.
- Steiger, von B. 1990. Regionale Stoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Böden mit meßbarem Ein- und Austrag. Nationales Forschungsprogramm Boden, Band 38. Liebefeld-Bern.
- STLMU. 1990. Bodendauerbeobachtungsflächen in Bayern - Standortauswahl, Einrichtung, Probenahme, Analytik. Hrsg. Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayrisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- Stolte, J., J.I. Freijer et al. 1994. Comparison of six methods to determine unsaturated soil hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J., 58, 1596-1603.
- Tabatabai, M.A. and J.M. Bremner. 1969. Use of p-nitrophenylphosphatase for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1, 301-307.
- Tabatabai, M.A. and J.M. Bremner. 1970. Arylsulfatase activity of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34, 225-229.
- Tabatabai, M.A. 1982. Soil Enzymes. In: Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney (eds.). Methods of soil analysis, Part 2. American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA.

- Tiedje, J.M. 1982. Denitrification. In: Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney (eds.). Methods of soil analysis, Part 2. American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Thalmann, A. 1968. Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch. Forsch.* **21**, 249-258.
- Thompson, M. und M. Maguire. 1993. Estimating and using sampling precision in surveys of trace constituents of soils; *Analyst* **118**, 1107-1110.
- Topp, G.C., J.L. Davis und A.P. Annan. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.* **16**, 574-582.
- Vereecken, H., J. Maes, J. Feyen und P. Darius. 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. *Soil Science*, **148**, 389-403.
- Waveren, van E.J. and A.B. Bos. 1988. Guidelines for the description and coding of soil data. Technical paper No 14. Revised edition. International Soil Reference and Information Centre.
- Webster, R. und M.A. Oliver. 1990. Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey; Oxford University Press.
- Wenzel, W.W., G. Alge und H. Sattler. 1993. Environmental soil monitoring in Austria: Methodology and results. In: Proceedings of the International Workshop on Harmonization of Soil Conservation Monitoring Systems, September 14-17, 1993. 35-48. Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest.
- Wenzel, W.W., A. Brandstetter, M.A. Pollak, A. Mentler und W.E.H. Blum. 1995. Seasonal changes of organic matter, pH, nitrogen and some metals in forest topsoils in Austria: A case study of two soils with and without a litter layer. In: P.M. Huang, J. Berthelin, J.-M. Bollag, W.B. McGill and A.L. Page (eds.). Environmental Impact of Soil Component Interactions. Vol. II. Lewis Publishers, Boca Raton, London, Tokyo.
- Wenzel, W.W., G. Alge, W.E.H. Blum, A. Brandstetter, M.A. Pollak, Ch. Riedler und A. Schulte. 1995b. Seasonal and spatial variation of extractable metal fractions in topsoils under mixed forest. *Z.Pflanzenernähr.Bodenk.* eingereicht.
- Wenzel, W.W. und W.E.H. Blum, 1995: Effect of Sampling, Sample Preparation and Extraction Techniques on Mobile Metal Fractions in Soils. *Adv. Environ. Sci.* in press.
- Wenzel, W.W. und G. Wieshammer. 1995. Suction cup materials and their potential to bias trace metal analyses of soil solutions: A Review. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, **59**, 277-290.
- Wieshammer, G., W.W. Wenzel und A. Brandstetter. 1995. Vergleich unterschiedlicher Methoden zur Metallextraktion aus Böden. Endbericht zur begleitenden Grundlagenforschung. Forschungsprojekt Bodengeochemie zur Bodenzustandserhebung - Umweltbestandsaufnahme im Gebiet des Voitsberger-Köflacher Beckens. Im Auftrag von BMWF, BMLF, BMUJF und Land Steiermark.
- Wimmer, B. 1992. Erfassung von Strukturparametern an zwei landwirtschaftlich genutzten Böden Niederösterreichs; Diplomarbeit, Institut für Bodenforschung und Baugeologie, Wien.
- Wischmeier, W.H. and D.D. Smith. 1975. Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. Supersedes Agriculture Handbook No. 282. Science and Education Administration United States Department of Agriculture in cooperation with Purdue Agricultural Experiment Station.
- Zwischenbericht zum Forschungsprojekt BU 16. 1993. Vorsorgende Bodenschutzplanung Günser Gebirge. Institut für Bodenforschung der Universität für Bodenkultur, Wien.

ANHANG

- 1 Mögliche Standorte für Bodendauerbeobachtungsflächen in Österreich
- 2 Forstliche Wuchsgebiete
- 3 Landwirtschaftliche Produktionsgebiete Österreichs
- 4 Meßstellen der Nassen Deposition 1995 in Österreich - Übersichtskarte
- 5 Staub-Meßstellen 1995 in Österreich - Übersichtskarte
- 6 NO₂-Meßstellen 1995 in Österreich - Übersichtskarte
- 7 SO₂-Meßstellen 1995 in Österreich - Übersichtskarte
- 8 Computerprogramm „Spline“

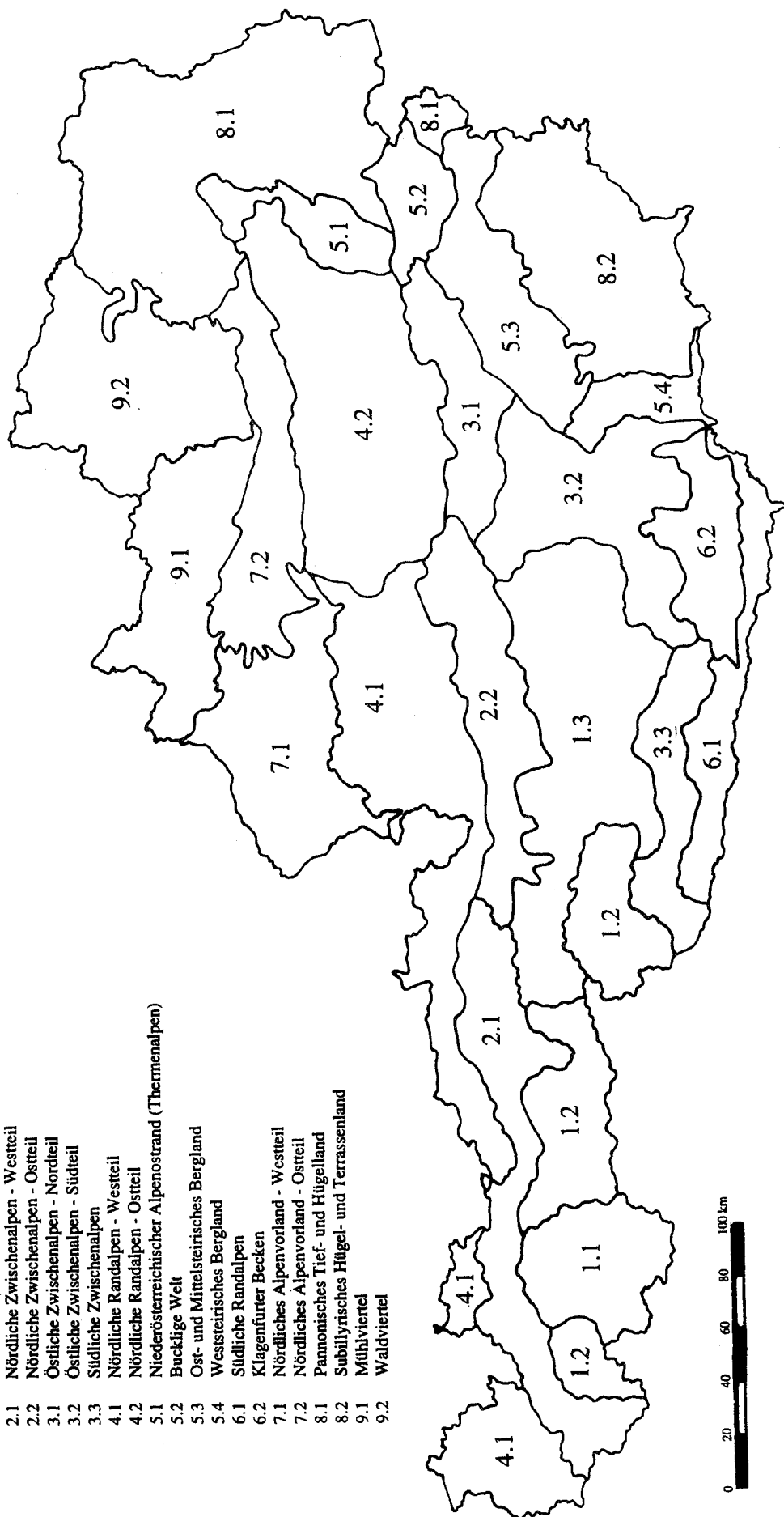
**Mögliche Standorte (vorläufig) zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (siehe Tabelle 9.2)
sowie Standorte der FBVA im Rahmen des ECE/ICP-Forest (siehe Tabelle 9.3)**



Graphik: Umweltbundesamt

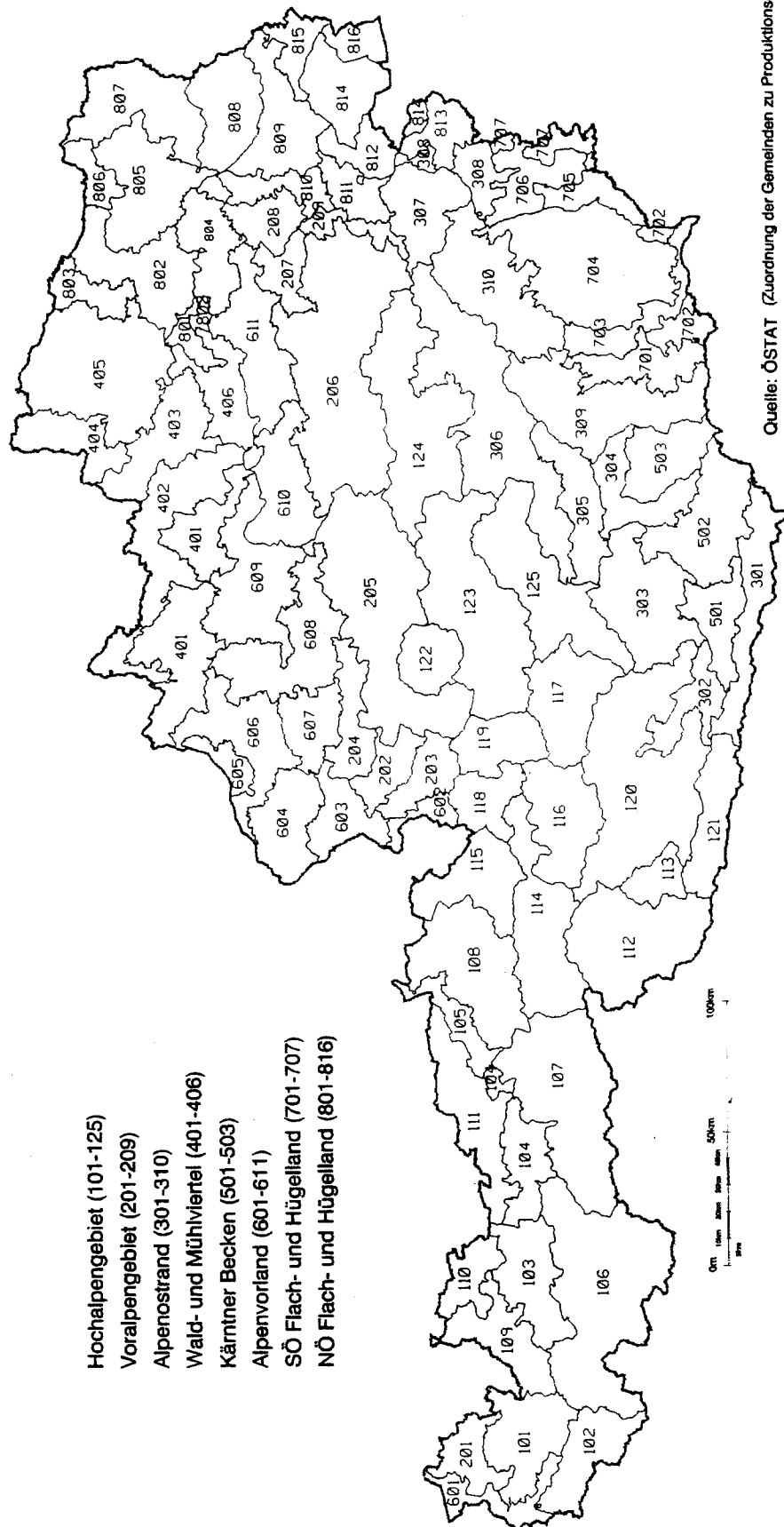
Wuchsgebiete

- 1.1 Innenalpen - kontinentale Kernzone
- 1.2 Subkontinentale Innenalpen - Westteil
- 1.3 Subkontinentale Innenalpen - Ostteil
- 2.1 Nördliche Zwischenalpen - Westteil
- 2.2 Nördliche Zwischenalpen - Ostteil
- 3.1 Östliche Zwischenalpen - Nordteil
- 3.2 Östliche Zwischenalpen - Südteil
- 3.3 Südliche Zwischenalpen
- 4.1 Nördliche Randalpen - Westteil
- 4.2 Nördliche Randalpen - Ostteil
- 5.1 Niederösterreichischer Alpenostrand (Thermenalpen)
- 5.2 Bucklige Welt
- 5.3 Ost- und Mittelsteirisches Bergland
- 5.4 Weststeirisches Bergland
- 6.1 Südliche Randalpen
- 6.2 Klagenfurter Becken
- 7.1 Nördliches Alpenvorland - Westteil
- 7.2 Nördliches Alpenvorland - Ostteil
- 8.1 Pannonisches Tief- und Hügelland
- 8.2 Subillyrisches Hügel- und Terrassenland
- 9.1 Mühlviertel
- 9.2 Waldviertel



Landwirtschaftliche Produktionsgebiete Österreichs

- Hochalpengebiet (101-125)
- Voralpengebiet (201-209)
- Alpenostrand (301-310)
- Wald- und Mühlviertel (401-406)
- Kärntner Becken (501-503)
- Alpenvorland (601-611)
- SÖ Flach- und Hügel land (701-707)
- NÖ Flach- und Hügel land (801-816)



Quelle: ÖSTAT (Zuordnung der Gemeinden zu Produktionsgebieten)
 Grenzen: Landwirtschaftliche Kleinproduktionsgebiete
 (auf Basis der Politischen Gemeinden, BEV, Stand 1991)

Graphik: Umweltbundesamt

HAUPT- UND KLEINPRODUKTIONSGBIETE ÖSTERREICHS

Hochalpen

- 101 Hinterer Bregenzerwald
- 102 Montafon
- 103 Oberes Inntal
- 104 Mittleres Inntal
- 105 Unteres Inntal
- 106 Westtiroler Zentralalpentäler
- 107 Mitteltiroler Zentralalpentäler
- 108 Kitzbühler Gebiet
- 109 Lech- und Tannheimertal
- 110 Außerfern und Senke von Ehrwald
- 111 Nordtiroler Kalkalpen
- 112 Osttiroler Hochalpentäler
- 113 Lienzer Becken
- 114 Ober- und Unterpinzgau
- 115 Mittelpinzgau
- 116 Gasteiner-, Raurieser Gebiet
- 117 Lungau
- 118 Salzachpongau
- 119 Ennspongau
- 120 Oberkärntner Täler
- 121 Oberes Gailtal und Lesachtal
- 122 Steirisches Salzkammergut
- 123 Ennstal und Seitentäler
- 124 Steirische Kalkalpen
- 125 Murauer-, Oberzeiringer Gebiet

Voralpen

- 201 Vorderer Bregenzerwald
- 202 Salzkammergut
- 203 Tennengau
- 204 Äußeres Salzkammergut
- 205 Inneres Salzkammergut, Eisenwurzen
- 206 Nördl. Kalkalpen
- 207 Westl. Wienerwald
- 208 Östl. Wienerwald
- 209 Thermenrand

Alpenostrand

- 301 Gailtal, Karawanken
- 302 Mittleres Drautal
- 303 Gurktaler Alpen
- 304 Sau- und Packalpe
- 305 Neumarkt-, Obdacher Gebiet
- 306 Murboden, Mürz- und Liesingtal
- 307 Bucklige Welt
- 308 Burgenl. Bergland
- 309 Weststeir. Bergland
- 310 Oststeir. Bergland

Wald- und Mühlviertel

- 401 Hochlagen des Mühlviertels
- 402 Mittellagen des Mühlviertels
- 403 Hochlagen des Waldviertels
- 404 Nordwestl. Waldviertel
- 405 Mittellagen des Waldviertels
- 406 Südl. Waldviertel

Kärntner Becken

- 501 Westliches Kärntner Becken
- 502 Östliches Kärntner Becken
- 503 Unteres Lavantal und Randlagen

Alpenvorland

- 601 Leiblachtal, Rheintal, Walgau
- 602 Halleiner Becken
- 603 Flachgau
- 604 Oberes Innviertel
- 605 Altheimer-, Obernberger Gebiete
- 606 Rieder Gebiet
- 607 Vöcklabrucker Gebiete
- 608 Grieskirchener-, Kremsmünster Gebiet
- 609 Oberöst. Zentralraum
- 610 Haager-, Amstettener Gebiet
- 611 Wieselburger-, St. Pöltener Gebiet

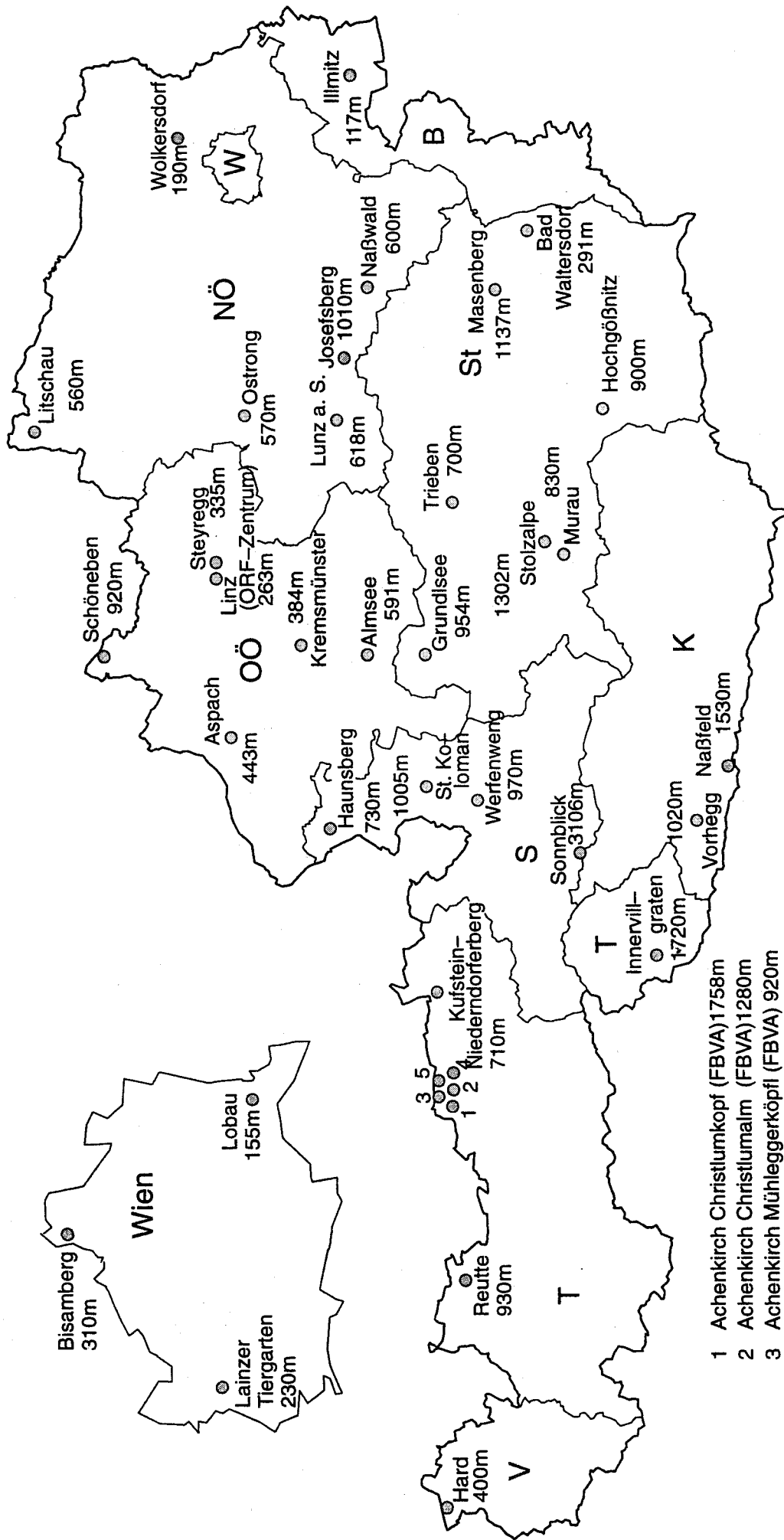
Südöstl. Flach- und Hügelland

- 701 Weststeir. Hügelland
- 702 Steir. Weinbaugebiete
- 703 Ebenen des Murtales
- 704 Oststeir. Hügelland
- 705 Südburgenl. Obstbaugebiet
- 706 Südburgenl. Hügelland
- 707 Südburgenl. Weinbaugebiete

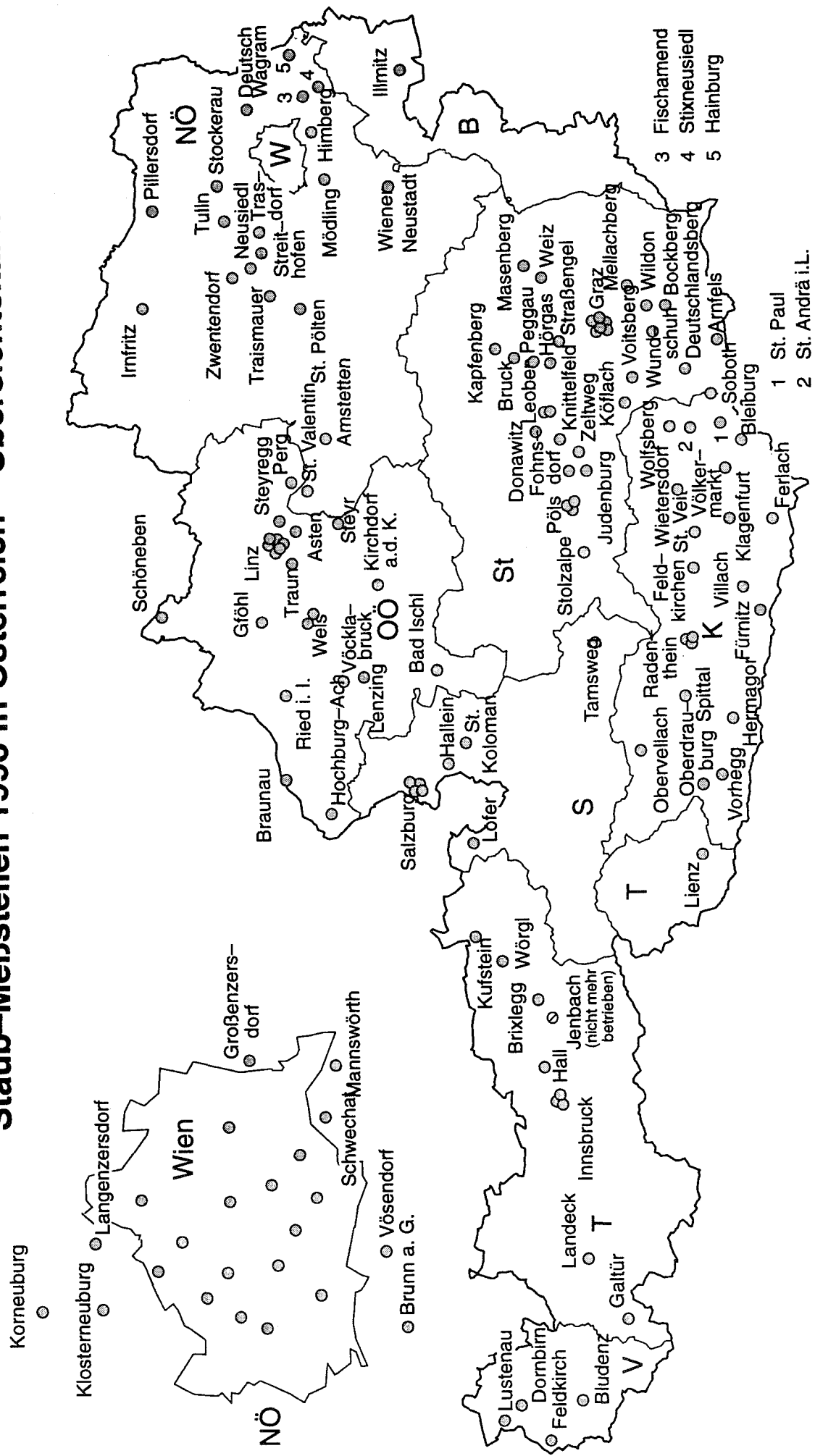
Nordöstliches Flach- und Hügelland

- 801 Wachau
- 802 Westl. Weinviertel
- 803 Östl. Weinviertel
- 804 Herzogenburger-, Tullner-, Stockerauer Gebiet
- 805 Hollabrunner-, Mistelbacher Gebiet
- 806 Laaer Bucht
- 807 Östl. Weinviertel
- 808 Marchfeld
- 809 Wiener Boden
- 810 Badener-, Gumpoldskirchener Gebiet
- 811 Steinfeld
- 812 Wulkabecken und Randlagen
- 813 Oberpullendorfer Becken
- 814 Weinbaugebiet Neusiedler See
- 815 Parndorfer Platte
- 816 Seewinkel

Meßstellen der Nassen Deposition 1995 in Österreich – Übersichtskarte

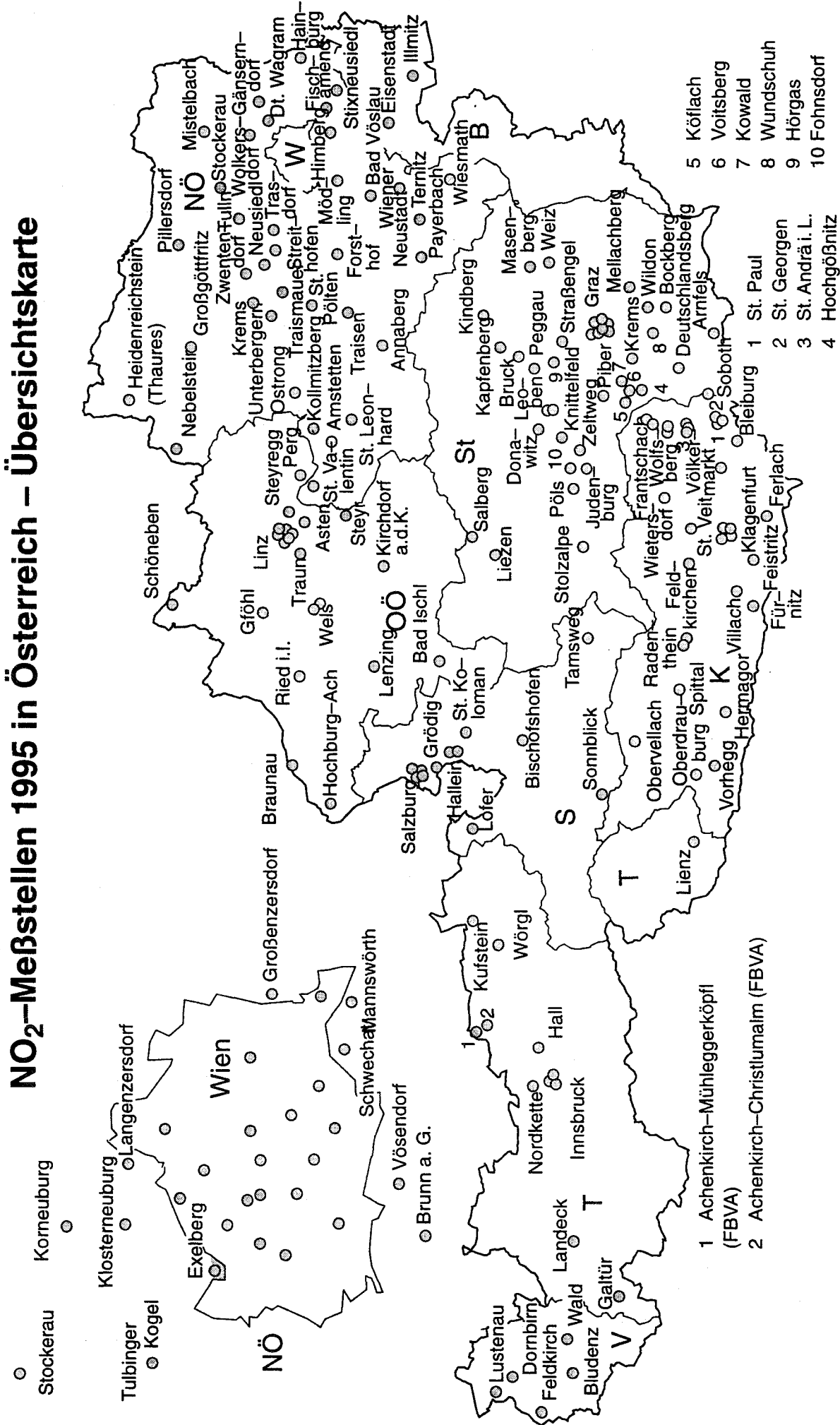


Staub-Meßstellen 1995 in Österreich – Übersichtskarte



○
Stadlerburg
Korneuburg

NO₂-Meßstellen 1995 in Österreich – Übersichtskarte



○ Stockerau



insgesamt 201 Meßstellen

Graphik: Umweltbundesamt

Anhang 8: Computerprogramm - SPLINE

Das Computerprogramm SPLINE dient zur Erstellung einer 'equal area' Splinefunktion für die Tiefenverteilung eines Bodenparameters ausgehend von den Untergrenzen und Analysenwerten für die pedogenetischen Horizonte.

Die Eingabedaten für das Programm umfassen eine den Standort definierende Profilnummer, die Untergrenzen der betrachteten pedogenetischen Horizonte und die dazugehörigen Analysenwerte. Diese Werte sind als CSV-Format (comma separated values) in einem Eingabefile zu definieren. Die erste Spalte im Eingabefile (außer in der Zeile der Profilnummer) umfaßt die Untergrenzen der einzelnen Bodenhorizonte. Danach folgen eine oder mehrere Spalten mit Bodenparametern. Die Spalte mit dem gewünschten Parameter muß bei Start des Programmes definiert werden (Spaltennummer muß größer als 1 sein). Weiters sind der zu untersuchende Profilbereich und der Name des Ausgabefiles dem Programm zu übergeben.

Das Programm kann kostenlos beim Umweltbundesamt angefordert werden.

Nachfolgend sind das FORTRAN 77 Programmlisting für SPLINE und ein Beispiel für die interaktive Eingabe bzw. für die Form der Input- bzw. Outputfiles angegeben.

Programmlisting - SPLINE:

```

c *****
c
c           SPLINE
c *****
c  computerprogramm zur berechnung von 'equal area'- splinefunktionen
c  aus den untergrenzen und parametermittelwerten von bodenhorizonten
c *****
c  copyright (C) 1995: institut für bodenforschung, universität für
c                      bodenkultur, wien
c                      autor: christian riedler
c  das programm spline wird verteilt in der hoffnung für datenaus-
c  wertungen nützlich zu sein, aber ohne jede garantie auf richtigkeit.
c  der autor übernimmt daher auch in keinster weise verantwortung für
c  Konsequenzen die aus der benützung des programms entstehen.
c  es sei jedermann freigestellt das programm zu kopieren,
c  zu modifizieren und weiter zugeben.
c *****
c  variablenamen:
c  infile      - name des inputfiles
c  outfile     - name des outputfiles
c  column      - spalte der parameterwerte im inputfile
c  from        - obergrenze des zu berechnenden profilbereichs
c  to          - untergrenze des zu berechnenden profilbereichs
c  point       - profilnummer
c  value()     - mittlerer bodeneigenschaftswert von horizont()
c  depth()     - untere grenze von horizont(); vom oberboden gemessen
c  hnr         - anzahl der horizonte im profil
c  eqnr        - anzahl der zu lösenden gleichungen
c  rv0         - parameterwert bei tiefe  $D_0$ 
c  rvn         - parameterwert bei tiefe  $D_n$ 
c  kmat()      - koeffizientenmatrix
c  invkmat()   - inverse der koeffizientenmatrix
c  lvek()      - lösungsvektor
c  evek()      - ergebnisvektor
c  maximale anzahl von horizonten
c  parameter (hmax=15)
c  maximale anzahl von spalten im inputfile
c  parameter (spmax=50)
c  integer column,hnr,eqnr,point,from,to
c  real value(hmax),depth(0:hmax),valuex(2:spmax)
c  real*8 kmat(hmax*3,hmax*3),invkmat(hmax*3,hmax*3),evek(hmax*3),
c  *lvek(hmax*3)
c  character*12 infile,outfile
c  write(*,'(//)')
c  print*,' *****!'
c  print*,'           SPLINE'
c  print*,' *****!'
c  write(*,'(/)')
c  print*,'Inputfile:'
c  read(*,'(a)') infile
1  write(*,*)
c  print*,'Parameterspalte im Inputfile (>1):'
c  read (*,'(i2)') column
c  if ((column.le.1).or.(column.gt.spmax)) then

```

```

print*, 'Falsche Spaltenangabe!'
goto 1
end if
write(*,*)
print*, 'Profilbereich:'
print*, 'von [cm]'
read(*, '(i3)') from
print*, 'bis [cm]'
read(*, '(i3)') to
write(*,*)
print*, 'Outputfile:'
read(*, '(a)') outfile
open (100, file=infile)
open (101, file=outfile)
c nullsetzen der inputvektoren
depth(0)=0.
do 2 m=1, hmax
value(m)=0.
2 depth(m)=0.
c einlesen des inputfiles
c einlesen der profilnummer
read (100, *) point
c nur vollständige wertepaare (tiefe+parameter) je horizont
c sind als input erlaubt
c die 3 obersten horizonte des profils müssen vorhanden sein und es
c dürfen keine lücken in der horizontabfolge bestehen
n1=0
3 n1=n1+1
read (100, *, end=4) depth(n1), (valuex(n0), n0=2, column)
value(n1)=valuex(column)
goto 3
4 continue
c anzahl der horizonte im profil
hnr=n1-1
c anzahl der unbekannten bzw. der gleichungen im gleichungssystem
eqnr=3*hnr
c berechnung des parameterwertes bei tiefe D0
rmd10=depth(1)/2.
rmd20=((depth(2)-depth(1))/2.)+depth(1)
rdx0=value(1)-value(2)
rdy0=rmd20-rmd10
rtan0=rdx0/rdy0
rev0=value(2)+rtan0*rmd20
rv0=(value(1)+rev0)/2.
c berechnung des parameterwertes bei tiefe Dn
rmd1n=((depth(hnr-1)-depth(hnr-2))/2.)+depth(hnr-2)
rmd2n=((depth(hnr)-depth(hnr-1))/2.)+depth(hnr-1)
rdxn=value(hnr)-value(hnr-1)
rdyn=rmd2n-rmd1n
rtann=rdxn/rdyn
revn=value(hnr-1)+(depth(hnr)-rmd1n)*rtann
rvn=(value(hnr)+revn)/2.
c aufstellen der koeffizientenmatrix und des ergebnisvektors
c nullsetzen der lösungs- und ergebnisvektoren, der koeffizienten-
c matrix und der inversen der koeffizientenmatrix

```

```

do 5 n2=1,eqnr
  lvek(n2)=0.
  evek(n2)=0.
do 5 n3=1,eqnr
  kmat(n2,n3)=0.
5 invkmat(n2,n3)=0.
c zuordnen des parameterwertes bei tiefe D0
  kmat(1,1)=1.
  evek(1)=rv0
c kontinuierbedingung und gleiche steigung am horizontübergang
do 6 n4=1,hnr-1
  kmat(1+n4,n4)=1
  kmat(1+n4,n4+1)=-1
  kmat(1+n4,n4+hnr)=depth(n4)-depth(n4-1)
  kmat(1+n4,n4+2*hnr)=(depth(n4)-depth(n4-1))**2
  kmat(hnr+n4,n4+hnr)=1
  kmat(hnr+n4,n4+hnr+1)=-1
  kmat(hnr+n4,n4+2*hnr)=2*(depth(n4)-depth(n4-1))
6 continue
c 'equal area' bedingung
do 7 n5=1,hnr
  kmat(2*hnr-1+n5,n5)=depth(n5)-depth(n5-1)
  kmat(2*hnr-1+n5,n5+hnr)=((depth(n5)-
*depth(n5-1))**2)/2.
  kmat(2*hnr-1+n5,n5+2*hnr)=((depth(n5)-
*depth(n5-1))**3)/3.
  evek(2*hnr-1+n5)=value(n5)*(depth(n5)-depth(n5-1))
7 continue
c zuordnen des parameterwertes bei tiefe Dn
  kmat(eqnr,hnr)=1
  kmat(eqnr,2*hnr)=depth(hnr)-depth(hnr-1)
  kmat(eqnr,3*hnr)=(depth(hnr)-depth(hnr-1))**2
  evek(eqnr)=rvn
c invertieren der koeffizientenmatrix
call minv(kmat,invkmat,eqnr,hmax)
c multipl. der invert. koeff.-matrix mit ergebnisvektor
call mpro(invpmat,evek,lvek,eqnr,eqnr,hmax)
c berechnung der splinefunktion für den zu untersuchenden
c profilbereich
write (101,8) point
8 format ('      Profil: ',i9)
write (101,9) infile
9 format ('      Inputfile: ',a)
write (101,10) column
10 format (' Parameterspalte: ',i3)
  if (to.gt.depth(hnr)) to=depth(hnr)
  write (101,11) from, to
11 format ('      Profiltiefe: ',i3,' - ',i3,' [cm]')
  write (101,12)
12 format ('-----',
*,'      Profiltiefe: Parameterwert:')
do 14 n6=1,hnr
do 14 n7=0,depth(n6)-depth(n6-1)-1
  depthx=depth(n6-1)+n7
  if ((depthx.ge.from).and.(depthx.le.to)) then

```

```

    val=lvek(n6)+lvek(hnr+n6)*n7+lvek(2*hnr+n6)*(n7**2)
    write (101,13) depthx,val
13  format (9x,f4.1,6x,f10.4)
    end if
14  continue
    if (to.ge.depth(hnr)) then
        val=rvn
        write (101,13) depth(hnr), val
    end if
end

c -----
subroutine minv(vm,vi,n,hmax)
c -----
    real*8 vm(hmax*3,hmax*3),vi(hmax*3,hmax*3),p,q
    do 1 i1=1,n
        do 1 i2=1,n
1       vi(i1,i2)=vm(i1,i2)
        do 2 i1=1,n
2       vi(i1,i1)=vi(i1,i1)+1.000000
        do 3 i3=1,n
            p=vi(i3,i3)-1.000000
            if (abs(p).lt.1.0e-8) then
                print*,'matrix singulaer!'
                stop
            end if
            do 4 i2=1,n
                vi(i3,i2)=vi(i3,i2)/p
4       continue
            do 5 i1=1,n
                if (i1.eq.i3) goto 5
                q=vi(i1,i3)
                do 6 i2=1,n
5               vi(i1,i2)=vi(i1,i2)-q*vi(i3,i2)
6       continue
3       continue
            do 7 i1=1,n
7       vi(i1,i1)=vi(i1,i1)-1.000000
        end
c -----
subroutine mpro (xmat,yvek,zvek,n1,n2,hmax)
c -----
    real*8 xmat(hmax*3,hmax*3),yvek(hmax*3),zvek(hmax*3)
    do 1 i1=1,n1
1       zvek(i1)=0.
        do 2 i1=1,n1
            do 2 i2=1,n2
2       zvek(i1)=zvek(i1)+xmat(i1,i2)*yvek(i2)
    end

```

Interaktive Eingabe:

(die fettgeschriebenen Buchstaben und Zahlen, stellen die Eingabe dar)

SPLINE

Inputfile:

Bsp.dat

Parameterspalte im Inputfile (>1):

2

Profilbereich:

von [cm]

0

bis [cm]

25

Outputfile

Bsp.out

Inputfile: Bsp.dat

9500001	Profilnummer
3,2.88,118.1	Horizont 1 (Untergrenze 3 cm, Param.1 = 2.88, Param.2 = 118.1)
8,3.08,80.4	Horizont 2 (Untergrenze 8 cm, Param.1 = 3.08, Param.2 = 80.4)
30,3.67,120.5	usw.
65,3.88,150.7	
85,3.97,155.1	

Outputfile: Bsp.out

Profil: 9500001
Inputfile: Bsp.dat
Parameterspalte: 2
Profiltiefe: 0 - 50 [cm]

Profiltiefe: Parameterwert:

.0	2.8425
1.0	2.8603
2.0	2.8925
3.0	2.9391
4.0	2.9936
5.0	3.0497
6.0	3.1074
7.0	3.1667
8.0	3.2275
9.0	3.2877
10.0	3.3450
11.0	3.3993
12.0	3.4508
13.0	3.4993
14.0	3.5449
15.0	3.5875
16.0	3.6273
17.0	3.6641
18.0	3.6980
19.0	3.7289
20.0	3.7570
21.0	3.7821
22.0	3.8043
23.0	3.8236
24.0	3.8399
25.0	3.8534