

# Bodenuntersuchungsprogramm Gaisberg

## Erste Ergebnisse

### 1. Einleitung

Der Gaisberg war schon seit jeher Ziel der verschiedensten bodenkundlichen Untersuchungen. So verfaßte H. HABSBURG-LOTHRINGEN im Jahre 1932 eine Dissertation über die Böden am Gaisberg<sup>1)</sup>. 54 Jahre später beschäftigte sich Ch. HOLTER im Rahmen seiner Diplomarbeit neuerlich mit den Böden und deren Versauerung am Gaisberg<sup>2)</sup>. Weitere Untersuchungen stammen von E. SCHEURINGER (1984)<sup>3)</sup>, von G. SCHLAGER (1986)<sup>4)</sup> und von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt in Wien, Institut für Standortlehre (1988)<sup>5)</sup>. Am Forschungsprojekt »Gaisberg und andere stadtnahe Berge«, das im Jahre 1987 von der Stadt Salzburg in Auftrag gegeben wurde, haben die Institute für Botanik (PEER u. Mitarbeiter), für Pflanzenphysiologie (TÜRK und Mitarbeiter) und für Zoologie der Universität Salzburg (FOISSNER und Mitarbeiter), das Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz (HOLTER), das Institut für Bodenforschung und Baugeologie der Universität für Bodenkultur (SCHWAIGHOFER und MÜLLER) und die Bundesanstalt für Bodenwirtschaft in Wien (HIESBERGER, GERBER und Mitarbeiter) mitgewirkt.

### 2. Bodenacidität

Die Bodenacidität wurde an 15 ausgewählten Standorten in jeweils 2 Bodentiefen elektrometrisch in einer salzhaltigen (0,01 M CaCl<sub>2</sub>) Bodensuspension bestimmt. Die aktuellen pH-Werte betragen im A-Horizont (0 – 10 cm) der Braun- und Rotlehme 3,1 bis 5,1, im B-Horizont (10 – 30 cm) 3,4 bis 4,9. In den Rendsinen liegen die pH-Werte in der oberen Humusschicht (0 – 15 cm) zwischen 3,3 und 5,1, in 15 – 30 cm Bodentiefe zwischen 5,4 und 7,2. In der Gegenüberstellung mit den Messungen von HABSBURG-LOTHRINGEN (1932) wird die Bodenversauerung der letzten 56 Jahre deutlich (Abb. 1), allerdings muß dabei berücksichtigt werden, daß damals eine völlig andere Meßmethode angewendet wurde. Der Versauerungsgrad ist daher mit entsprechendem Vorbehalt zu interpretieren. Er beträgt im A-Horizont der Braun- und Rotlehme im Mittel 1,9 pH-Einheiten, im B-Horizont 2,3 pH-Einheiten; die Rendsinen versäuerten im selben Zeitraum um 1,2 pH-Einheiten.

### 3. Pufferbereiche

Die Einteilung der Böden in Pufferbereiche nach ULRICH (1981)<sup>6)</sup> ermöglicht Hinweise über deren Pufferkapazität, Basensättigung und Nährstoffverfügbarkeit.

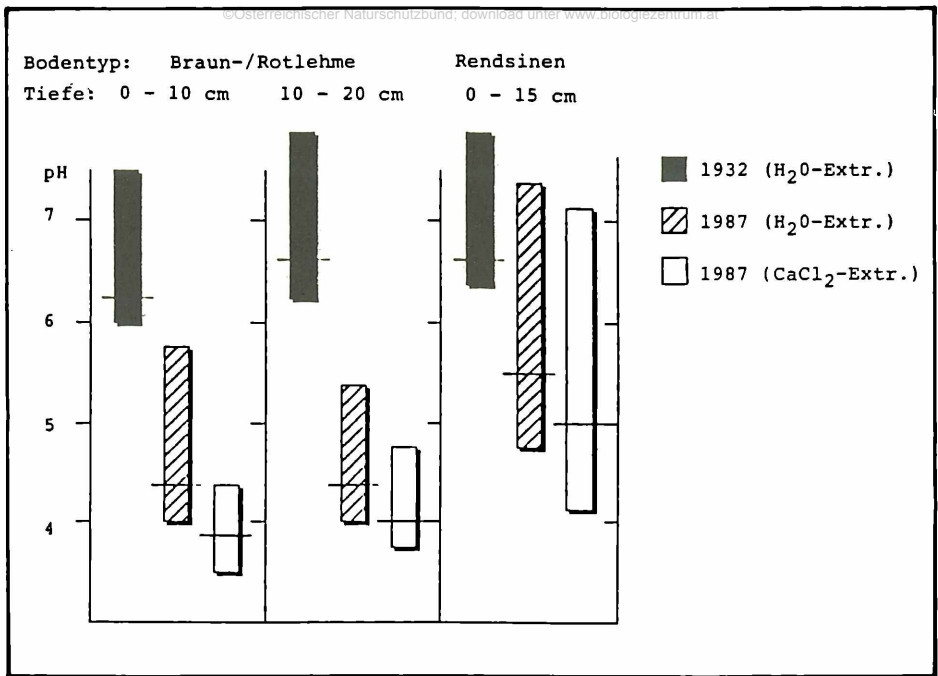


Abbildung 1: pH-Werte und Standardabweichungen in Braun-/Rotlehmen (n = 10) und Rendsinen (n = 7) am Gaisberg im Vergleich 1932 und 1987.

Die höchste Basensättigung (S-Wert) tritt in den Rendsinen mit durchwegs über 50 (Maximum: 92,6) mval/100 g Boden auf. Diese Böden gehören dem Kohlensäure/Carbonat-Pufferbereich an, der durch eine ausreichende Menge an freiem Carbonat gekennzeichnet ist, bei dessen Verwitterung H-Ionen verbraucht und Hydrogencarbonat sowie Ca- und Mg-Ionen freigesetzt werden. In den Rendsinen am Gaisberg wurden an verfügbarem Calcium mehr als 1.000 (Maximum: 1.600) mg/100 g, an verfügbarem Magnesium mehr als 100 (Maximum: 170) mg/100 g und an verfügbarem Kali 10 bis 25 mg/100 g Boden festgestellt (Bestimmung der austauschbaren Kationen im BaCl<sub>2</sub>-Extrakt)<sup>7)</sup>. Dieses Überangebot an Erdalkalitionen ist ernährungsphysiologisch nicht unbedingt günstig, da infolge von Ionenkonkurrenz Störungen in der Nährstoffaufnahme auftreten können. Die »Mischböden« aus Rendsina und Terra fusca, wie auch die von Moränen durchsetzten Braunerden und Braunlehme, befinden sich im Silikat-Pufferbereich. Sie sind bereits zum größten Teil entkalkt, besitzen aber ausreichend primäre Silikate, durch deren Hydrolyse Alkali- und Erdalkalitionen freigesetzt werden. Insgesamt herrschen gute Nährstoffverhältnisse vor; vor allem Kali ist in diesen Böden in höherem Maße aufgeschlossen (12 – 21 mg/100 g Boden). Sind die Böden weitgehend entbast, werden durch die Freisetzung von Al-Ionen aus Tonmineralien, Silikaten und Al-Oxiden, unter Bildung von Al-Hydroxiden und Al<sup>3+</sup>-Ionen, die

Protonen abgepuffert. In diesem Zustand des Austauscher- bzw. Aluminium-Pufferbereiches befinden sich die meisten Braun- und Rotlehme aus Gosaukonglomerat und -mergel. Ein beträchtlicher Teil des Sorptionskomplexes ist von Al-Ionen besetzt, zum Teil sind es mehr als 10 mval /100 g, wodurch das Ca:Al-Verhältnis auf unter 1 abgesunken ist. Die Böden zeichnet akuter Nährstoffmangel vor allem ab 10 cm Bodentiefe aus. Der S-Wert erreicht im besten Fall 33,3 mval, in der Regel liegt er unter 15 mval/100 g Boden. Den größten Anteil haben dabei die Ca-Ionen mit 80 bis 90%, gefolgt von den Mg- und K-Ionen. Die Kaliversorgung beträgt im Oberboden 9,5 bis 14,8 mg/100 g, im Unterboden 2,0 bis 5,5 mg/100 g. Die Phosphatgehalte schwanken zwischen 2,5 und 8,0 mg/100 g im Oberboden und zwischen 0,0 und 0,7 mg/100 g im Unterboden.

#### 4. Tonminerale

Die Tonfraktion  $< 2 \mu\text{m}$  einer Braunerde (pH: 4,2 – 5,0) am Fuße des Gaisberges (480 msm) setzt sich aus 32 – 38 % Chlorit, 26 – 43 % Vermiculit, 20 – 25 % Kaolinit und 4 – 6 % Mixed Layers zusammen. In einem Rotlehm (pH: 3,8 – 4,1) in 1.000 msm sind 74 – 79% Vermiculit, 20 – 24 % Kaolinit und 1 – 2 % Illit, Chlorit und Mixed Layers enthalten; außerdem Goethit-, Hämatit- und Gibbsit-Minerale. Diese recht ungewöhnlichen Mineralspektren deuten auf intensive bodengenetische Prozesse bzw. hohes Alter hin: So enthalten besonders die Rotlehme rotes Bindematerial der in der Oberkreide abgelagerten Gosaukonglomerate (DEL NEGRO 1981)<sup>8)</sup>. Die Chlorite in der Braunerde könnten als Folge der Al-Freisetzung und der Bildung von Hydroxo-Al-Polymeren, die sich zwischen die Schichten aufweitbarer Tonminerale eingelagert haben, sekundär entstanden sein, d.h. in unmittelbarem Zusammenhang mit der Bodenversauerung stehen. In dem stärker versauerten Rotlehm haben sich diese möglicherweise wieder aufgelöst (BLUM und RAMPAZZO, 1987)<sup>9)</sup>. Ein wesentliches Kennzeichen der sekundären Chlorite ist ihre geringe Austauschkapazität.

#### 5. Wurzel- und Mykorrhizauntersuchungen

Ernährungsphysiologisch spielen neben den verfügbaren und nachlieferbaren Nährstoffmengen im Boden die Feinwurzel- und Mykorrhizausbildung der Bäume eine entscheidende Rolle. Diesbezügliche Untersuchungen wurden von Frau GÖBL (Forstl. Bundesversuchsanstalt Innsbruck) und von Herrn HOLTER vorgenommen. In den Befunden schneiden die humusreichen und gut abgepufferten Rendsinaböden wesentlich besser ab als die versauerten und schweren Lehmböden. Rindenschäden und Mykorrhizadeformationen treten bei fast allen Wurzeln auf, der Typenreichtum und die Mycelentwicklung sind unterschiedlich. Als Pilzpartner der Buchen kommen verschiedene *Lactarius*-Arten (*L. subdulcis*, *L. pallidus*) vor, bei starker Versauerung und hoher Al-Konzentration ist *Russula ochroleuca* dominant. Eine genaue Pilzanalyse steht noch aus. Die vielfach zitierte Al-Toxizität für Pflanzenwurzeln (ULRICH 1982, HÜTTERMANN 1983,

MURACH 1984)<sup>10), 11), 12)</sup> scheinen die Wurzelspitzenuntersuchungen von HOLTER zu bestätigen: in einigen Braunlehmen waren mehr als 50% der Feinwurzeln abgestorben, der Rest war nekrotisch und kaum mykorrhiziert. Den Zusammenhang zwischen Aluminiumgehalt und Mykorrhizierung von Buchenfeinwurzeln gibt Abb. 2 wieder. Danach kommt es zwischen 200 und 300 mg Al/kg zu einer deutlichen Mykorrhizareduktion, wobei auch der niedere pH-Wert eine Rolle spielt. Sind die Ca:Al-(Mg:Al-)Verhältnisse kleiner als 1, muß zudem mit anatomischen Schäden (Auflösung der Wurzelendodermis) und mit ionenantagonistischen Effekten gerechnet werden (ISERMANN 1983, ROST-SIEBERT 1983)<sup>13), 14)</sup>.

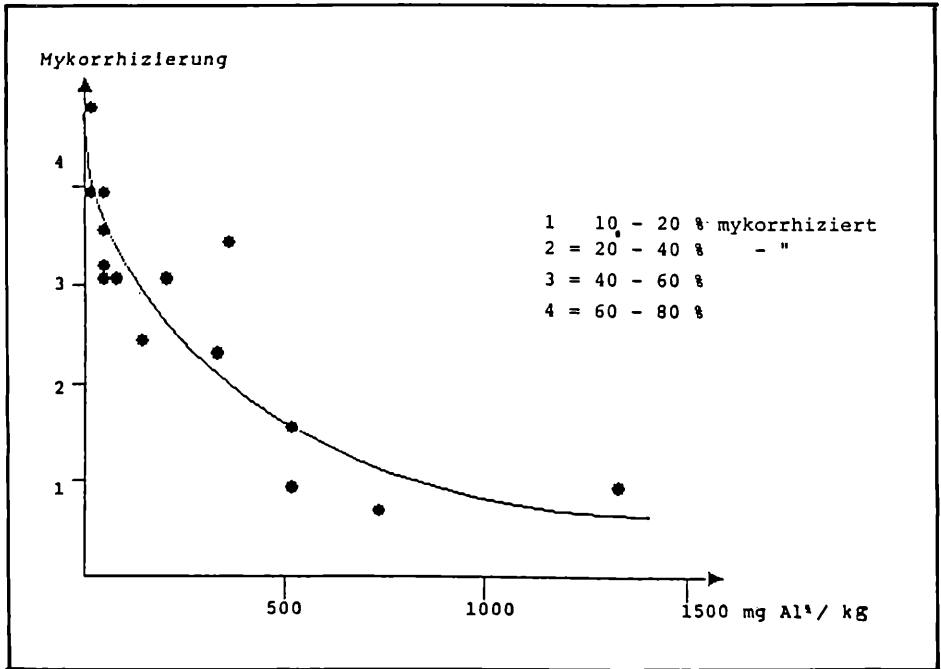


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen austauschbarem Al (1 M KCl) und Mykorrhizierung von Buchenfeinwurzeln im A-Horizont von Braunlehmen (n = 40) am Gaisberg.

## 6. Schwermetalle

An acht Standorten wurden die Elemente Blei, Cadmium, Kupfer und Zink im Säureaufschluß<sup>7)</sup> (= Gesamtgehalte) sowie zusätzlich an einigen Standorten Blei, Cadmium, Kupfer, Zink, Aluminium, Mangan und Eisen im EDTA-Extrakt<sup>7)</sup> (= lösliche plus leicht mobilisierbare Gehalte) bestimmt. Wegen der sehr unterschiedlichen Dichte des Materials (org. Streuauflage, humusreicher A-Horizont, mineralischer B-Horizont) wurden die Gesamtgehalte auf das Bodenvolumen

bezogen. Nur so sind die verschiedenen Horizonte und Böden miteinander vergleichbar.

Auffällig ist zunächst die enorme Streuung der Schwermetalle innerhalb der ausgewählten 100 m<sup>2</sup> großen Untersuchungsflächen; Abweichungen von über 100 % sind keine Seltenheit und dokumentieren die Inhomogenität der Waldböden. In der Konzentrationsverteilung und der Löslichkeit der einzelnen Schwermetalle treten bemerkenswerte Unterschiede auf:

**Blei und Cadmium** sind in den oberen Humushorizonten teilweise stärker angereichert als in den tieferen Horizonten. Besonders hoch sind die Pb-Gehalte in den Rendsinaböden, in denen zum Teil mehr als 100 mg/cm<sup>3</sup> gespeichert sind. Im Durchschnitt enthalten der obere Humushorizont 57,3 mg/cm<sup>3</sup> und der untere Humushorizont 93,3 mg/cm<sup>3</sup>. Damit werden die Schweizer VSBo-Grenzwerte (1984)<sup>15)</sup> von 50 mg Pb/kg zum Teil erheblich überschritten. In den Lehm Böden sind die Streuschicht im Mittel mit 5,5 mg/cm<sup>3</sup>, der A-Horizont mit 52,7 mg/cm<sup>3</sup> und der B-Horizont mit 31,2 mg/cm<sup>3</sup> belastet. Blei ist in den humusreichen Horizonten fast zur Gänze EDTA-komplexierbar, d.h. es liegt als metallorganische Verbindung vor, deren Löslichkeit jedoch relativ gering ist, sodaß es von den Pflanzen kaum aufgenommen und auch kaum verlagert wird. Die hohen Gesamtvorräte an komplexiertem Blei in der oberen Humusschicht deuten auf einen anthropogenen Eintrag hin.

Der **Cadmiumgehalt** beträgt im oberen Humushorizont der Rendsinen im Mittel 0,35 mg/cm<sup>3</sup> und im unteren Humushorizont im Mittel 0,66 mg/cm<sup>3</sup>, wobei der Boden unterhalb der Gaisberg-Spitze mit über 1,00 mg/cm<sup>3</sup> den höchsten Wert aufweist (Maximum: 1,20 mg/cm<sup>3</sup>) und damit über dem VSBo-Grenzwert von 1,00 mg/kg liegt. Die Lehm Böden enthalten in der Streuauflage durchschnittlich 0,04 mg/cm<sup>3</sup>, im A-Horizont 0,35 mg/cm<sup>3</sup> (Schwankungsbereich: 0,06 – 1,03 mg/cm<sup>3</sup>) und im B-Horizont 0,25 mg/cm<sup>3</sup> (Schwankungsbereich: 0,10 – 0,52 mg/cm<sup>3</sup>). Im EDTA-Auszug treten in den einzelnen Böden und Horizonten kaum Unterschiede auf, die Werte schwanken zwischen 0,1 und 0,3 mg/kg. Bezogen auf die Gesamtgehalte ist der komplexierbare Cd-Anteil in den tieferen Horizonten meistens höher, was auf eine Verlagerung schließen läßt.

Die **Zn-Werte** reichen in der Streuauflage von 4,8 bis 5,9 mg/cm<sup>3</sup>, im A-Horizont je nach Zersetzungsgrad von 17,7 bis 87,7 mg/cm<sup>3</sup> (in einer Rendsinaprobe wurden 116,6 mg/cm<sup>3</sup> gemessen) und im B-Horizont von 47,0 bis 102,7 mg/cm<sup>3</sup>. Werden die Werte auf das Gewicht bezogen, heben sich die Rendsinaböden mit Gehalten von über 199 mg/kg (Höchstwert: 212,1 mg/kg) sehr deutlich von den übrigen Böden ab. Zink ist in den Lehm Böden zum überwiegenden Teil mineralisch gebunden, auch in den Humushorizonten sind nur 20 bis 30% EDTA-komplexierbar. Anders verhalten sich die Rendsinen, in denen über 70 % im EDTA-Auszug extrahierbar sind.

Die **Cu-Gehalte** sind in allen Böden deutlich niedriger als die Zn-Gehalte: sie betragen in den Humushorizonten der Rendsinen 3,3 bis 13,7 mg/cm<sup>3</sup>, in der Streuauflage der Lehm Böden 0,9 bis 2,0 mg/cm<sup>3</sup>, im A-Horizont 7,5 bis 21,4 mg/cm<sup>3</sup>

und im B-Horizont 17,1 bis 58,9 mg/cm<sup>3</sup>. Die Rendsinaböden sind im Durchschnitt kupferärmer als die Lehmböden, die Werte nehmen in allen Bodenprofilen von oben nach unten  $\pm$  zu. Im EDTA-Auszug ist relativ wenig Kupfer extrahierbar – je nach dem Humusgehalt sind es zwischen 10 bis 40 % der Gesamtgehalte –, trotzdem dürfte es an keinem Standort zu einem Cu-Mangel kommen.

**Mangan und Eisen** sind in den Gaisbergböden in sehr hohen Mengen verfügbar. Die Variationsbreite ist außerordentlich groß: So schwanken die Mn-Gehalte zwischen 64 und 1.980 mg/kg und die Fe-Gehalte zwischen 199 und 2.970 mg/kg. In den Lehmböden ist im Durchschnitt mehr Mangan verfügbar als in den Rendsinen, beim Eisen ist es umgekehrt, wobei der Boden unterhalb des Gipfels die höchsten Konzentrationen aufweist (1.430 – 2.370 mg/kg). Diese sind durch Bioakkumulationseffekte allein nicht erklärbar, weshalb auch mit atmosphärischen Einträgen gerechnet werden muß. Möglicherweise haben dabei die magnetischen Anziehungskräfte des Senders am Gaisberggipfel einen Einfluß.

## 7. Schlußfolgerungen

Auf Grund der chemischen Bodenzustände kommen am Gaisberg unterschiedliche Pedochoren (Bodenlandschaften) vor: Die höchste Stabilität und die günstigsten Voraussetzungen für ein optimales Pflanzenwachstum weisen die Böden im Silikat-Pufferbereich (pH 6,2 – 5,0) auf. Sie sind durch eine hohe Basensättigung, geringe Auswaschungsverluste und ein reiches Bodenleben gekennzeichnet. Derartige Böden sind am südwestlichen Hangfuß sowie im Bereich der Zistel über Moränenablagerungen verbreitet. Die Böden aus Gosaukonglomerat und -mergel befinden sich entweder im Austausch- (pH 5,0 – 4,2) oder, bei fortgeschrittener Degradation, im Aluminium-Pufferbereich (pH 4,2 – 3,8). Sie sind weitgehend entbast, dafür reich an Al-Hydroxiden, die bereits zur Entstehung sekundärer Chlorite geführt haben. Die Durchwurzelung hat sich in die oberste, höchstens 10 cm mächtige Bodenschicht zurückgezogen, in der die Schwermetalle durch Humusstoffe komplexiert und daher weniger schädlich sind. Der Mykorrhiza- und Feinwurzelverlust hat die Produktion dieser Standorte stark vermindert, eine natürliche Verjüngung tritt kaum ein. Die Rendsinaböden im Gipfelbereich des Gaisbergs besitzen zwar eine sehr hohe Basensättigung und Austauschkapazität, die Nährstoffverteilung ist jedoch eher ungünstig und läßt ionenantagonistische Effekte erwarten. Dazu kommt, daß diese Böden eine sehr hohe Schwermetallbelastung aufweisen und diese Schwermetalle zum größten Teil als metallorganische Komplexe vorliegen, d.h. relativ leicht mobilisierbar und dann pflanzenverfügbar sind (Cd, Zn). Trotz des Calciumcarbonat-Pufferbereiches (pH 8,6 – 6,2) gehören diese Böden ernährungsphysiologisch wie toxikologisch zu den eher ungünstigen Standorten. Der Vergleich mit den historischen Analysen hat gezeigt, daß sich die Böden am Gaisberg chemisch, physikalisch und biologisch verändert haben, wobei wesentliche Funktionen des Bodens, wie die Produktionskraft, die Filterwirkung und die Retentionskraft in einem bedenklichen Ausmaß zurückgegangen sind.

- 1) HABSBERG-LOTHRINGEN, H. (1932): Die Böden am Gaisberg. Unveröffentlichte Dissertation an der Universität für Bodenkultur in Wien.
- 2) HOLTER, Ch. (1986): Bodenversauerung am Gaisberg bei Salzburg. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Institut für Botanik der Universität Salzburg.
- 3) SCHEURINGER, E. (1984): Wildbäche, Kleingewässer und Böden. In: Umweltschutzprogramm Aigen-Parsch-Gaisberg, Magistrat Salzburg, 137 – 163.
- 4) SCHLAGER, G. (1986): Wald- und Bodenschäden am Salzburger Gaisberg. Internationaler Holzmarkt, 77 / 23, 10 – 12.
- 5) Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Institut für Standortkunde (1988): Standorts- und bodenkundliche Beschreibung einiger Untersuchungspunkte am Gaisberg. Amt der Salzburger Landesregierung, Landesforstdirektion.
- 6) ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Zustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 289 – 305.
- 7) BLUM, W.E.H., DANNEBERG, O., GLATZEL, G. u. Mitarbeiter (1986): Waldbodenuntersuchung. Mitt. Österr. Bodenkdl. Ges. 31, Wien.
- 8) DEL NEGRO, W. (1981): Der Bau der Gaisberggruppe. Mitt. Ges. Salzbg. Landeskd., 119, 325 – 350.
- 9) BLUM, W.E.H. und RAMPAZZO (1987): Chemisch-mineralogische Bodenstandsänderungen durch Bodenversauerung. Forschungsinitiative gegen das Waldsterben. BM f. Wiss. u. Forschg. Wien, 69 – 81.
- 10) ULRICH, B. (1982): Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. Sonderheft der LÖLF-Mitt., Nordrhein-Westf., 9 – 25.
- 11) HÜTTERMANN, A. (1983): Auswirkungen »saurer Depositionen« auf die Physiologie des Wurzelraumes von Waldökosystemen. AFZ 26/27, 663 – 664.
- 12) MURACH, D. (1984): Die Reaktion von Fichtenfeinwurzeln auf zunehmende Bodenversauerung. AFZ 26/27, 683 – 686.
- 13) ISERMANN, K. (1983): Bewertung natürlicher und anthropogener Stoffeinträge über die Atmosphäre als Standortfaktoren im Hinblick auf die Versauerung land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden. VDI-Ber. 500, 307 – 335.
- 14) ROST-SIEBERT, K. (1983): Aluminium-Toxizität und Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) AFZ 26/27, 686 – 689.
- 15) FURRER, O. J. (1984): Maßnahmen und Verordnungen – Erste Schritte zu einer umfassenden Neuorientierung. GDI-Schriften, 35, 155 – 173.

VERFASSER: Univ. Doz. Dr. Thomas Peer, Institut für Botanik der Universität Salzburg, Hellbrunnerstraße 34, 5020 Salzburg.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Natur und Land \(vormals Blätter für Naturkunde und Naturschutz\)](#)

Jahr/Year: 1988

Band/Volume: [1988\\_6](#)

Autor(en)/Author(s): Peer Thomas

Artikel/Article: [Bodenuntersuchungsprogramm Gaisberg - Erste Ergebnisse 203-209](#)