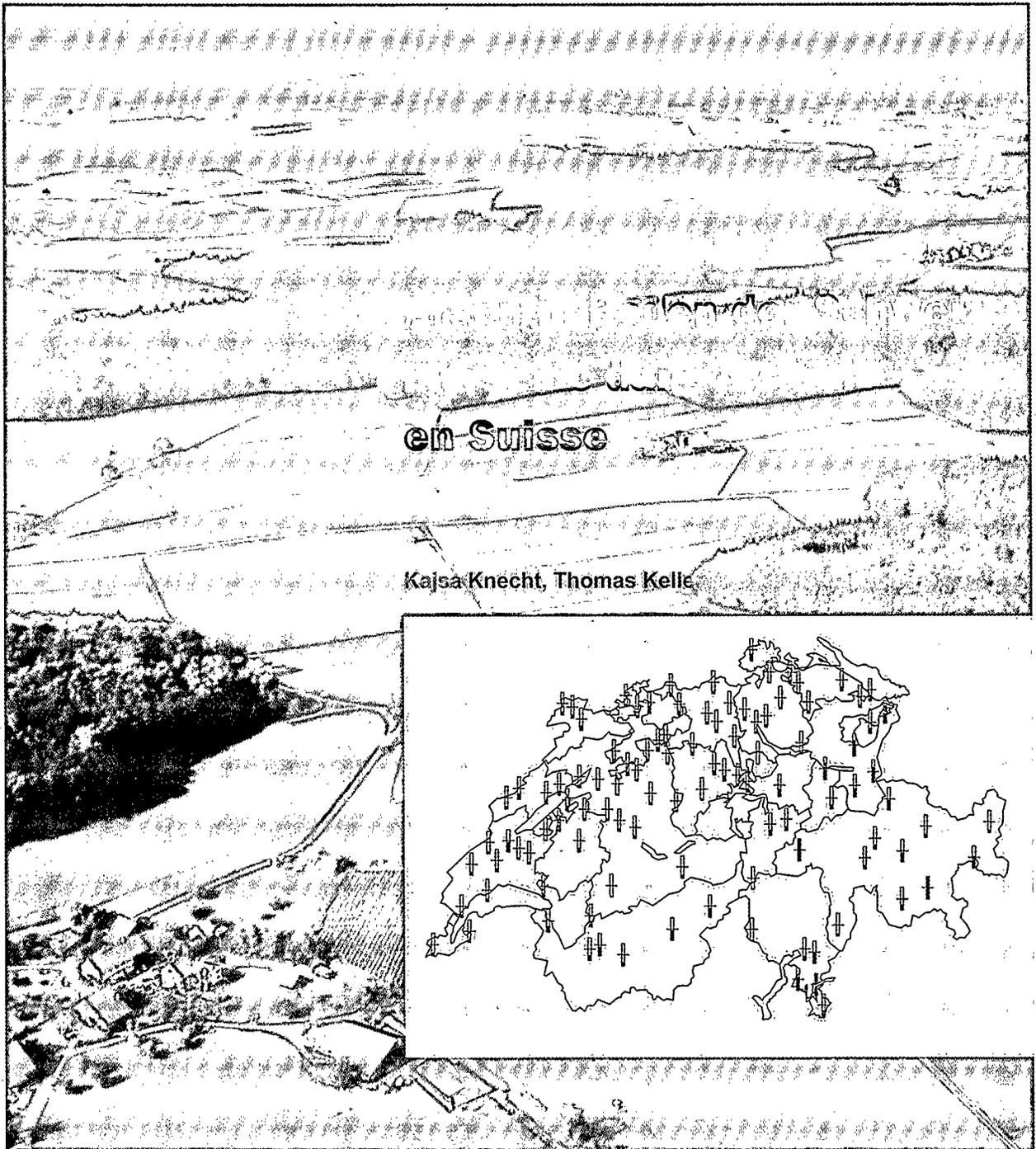


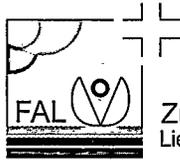
Zürich-Reckenholz
Liebefeld-Bern

Schriftenreihe der FAL 32
Les cahiers de la FAL 32



Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz
Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft, Liebefeld-Bern

Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture, Zurich-Reckenholz
Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture, Liebefeld-Berne



Zürich-Reckenholz
Liebefeld-Bern

Schriftenreihe der FAL 32
Les cahiers de la FAL 32

**Arsen in Böden der
Schweiz**
**L'arsenic dans les sols
en Suisse**

Kajsa Knecht, Thomas Keller und André Desaulles



Nationale Bodenbeobachtung
Observation nationale des sols
Osservazione nazionale dei suoli
Swiss Soil Monitoring Network

Projektleitung Responsable du projet	André Desaulles
Bearbeitung Réalisation	Kajsa Knecht, Thomas Keller
Auftraggeber Donneur d'ouvrage	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern
Bezugsquelle Diffusion	Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL), Liebefeld 3003 Bern
NABO-Website:	http://www.nabo.admin.ch

**Eidgenössische Forschungsanstalt
für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz**
Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft, Liebefeld-Bern
**Station fédérale de recherches en agroécologie et
agriculture, Zurich-Reckenholz**
Institut de recherches en protection de l'environnement
et en agriculture, Liebefeld-Berne

Impressum:

ISSN 1421-4393 Schriftenreihe der FAL

ISBN 3-905608-23-5

Herausgeber: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau
Zürich-Reckenholz, CH-8046 Zürich
mit
Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft, Liebefeld, CH-3003 Bern
<http://www.admin.ch/sar/fal/> oder <http://www.nabo.admin.ch>

Redaktion: Albrecht Siegenthaler

Gestaltung: Kajsa Knecht, Thomas Keller, Elisabeth Plüss

Preis Fr. 20.— inkl. MwSt.

© by FAL, 1999

VORWORT

Arsenik - auch „Schwiegermuttergift“ genannt - hat vor allem in der Geschichte und in der Literatur berühmte Berühmtheit erlangt. Die hohe Toxizität gewisser Arsenverbindungen hat einige Länder veranlasst, auch im Boden für Arsen Schwellenwerte festzulegen. Nicht so die Schweiz. Hierzulande wurde Arsen bislang nicht als prioritärer Bodenschadstoff eingestuft, zumal dessen Verwendung seit 1986 weitgehend verboten ist. Die Kenntnisse über Arsengehalte der Böden in der Schweiz waren bis heute bescheiden.

Die ökotoxikologische Bedeutung und eine Studie im Bundesland Salzburg in Österreich mit regional stark erhöhten Arsengehalten waren Anlass, den Stellenwert der Arsenproblematik in Böden der Schweiz zu überprüfen. Das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) beauftragte das Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL) in Liebefeld mit der Durchführung einer Übersichtsstudie. Die Probenbank des Nationalen Boden-Beobachtungsnetzes (NABO) bot dazu - wie bereits früher für Vanadium - wiederum eine ausgezeichnete Grundlage.

Der vorliegende Bericht gibt erstmals einen landesweiten Überblick über den Gehalt von Arsen in Böden der Schweiz. Anhand einer Diskussion verschiedener Einflussfaktoren auf die Arsengehalte von Böden sowie Vergleichen mit in- und ausländischen Studien wird die Situation in der Schweiz beurteilt. Die Übersichtsstudie kommt zum Schluss, dass die Arsenbelastung von Böden in der Schweiz kein grossflächiges, sondern

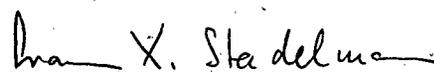
höchstens ein lokales Problem sein kann. Der „Philosophie“ folgend, in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) nur für prioritäre Bodenschadstoffe Richt-, Prüf- und Sanierungswerte festzulegen, kann deshalb weiterhin auf Regelungswerte für Arsen verzichtet werden.

Für das gute Gelingen dieser Arbeit waren ausser einer geeigneten Stichprobengrundlage ein zuverlässiges Analysenlabor und eine Sachbearbeitung mit Fachkompetenz notwendig. Die Firma AgroLab AG in Ebikon wurde mit den Laboranalysen und Frau Kajsa Knecht mit der Sachbearbeitung beauftragt. Die Finanzierung wurde weitgehend durch das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) sichergestellt. Ihnen, sowie allen anderen beteiligten Personen und Institutionen, danken wir bestens für ihren Beitrag.

Eidgenössische Forschungsanstalt für
Agrarökologie und Landbau (FAL)

Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft
(IUL)

Der Leiter:



F.X. Stadelmann, Vizedirektor FAL

PRÉFACE

L'histoire et la littérature en témoignent: l'arsenic (que d'aucuns appellent encore mort aux rats) n'a pas bonne réputation. Dans certains pays, il existe même des valeurs seuil de l'arsenic en raison de la toxicité élevée de quelques-uns de ses composés. Tel n'est pas le cas de la Suisse qui, jusqu'ici, ne le considère pas comme un polluant à suivre en priorité dans la mesure où il est interdit depuis 1986. Il n'en reste pas moins que l'état des connaissances sur la charge des sols suisses est très limité.

L'impact écotoxicologique et les teneurs élevées mesurées dans le Land de Salzbourg (Autriche) ont mis en évidence la nécessité de se pencher sur l'importance accordée à la présence d'arsenic dans les sols suisses. C'est ce qui a conduit l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEPF) à confier une étude en ce sens à l'Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture (IUL) de Liebefeld, la banque d'échantillons du réseau NABO se prêtant particulièrement bien à ce type d'étude (comme cela avait été le cas du vanadium).

Le présent rapport dresse un premier bilan des teneurs en arsenic dans les sols suisses et propose une évaluation de la situation partant de plusieurs facteurs pouvant avoir un impact sur la charge en arsenic et de comparaisons avec d'autres études (nationales et internationales). Il ressort de cet état des lieux qu'à grande échelle, les sols suisses ne sont pas contaminés par l'arsenic,

tout au plus au niveau local. L'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol) dispose que seuls les polluants considérés comme prioritaires doivent faire l'objet de valeurs indicatives, valeurs de contrôle et d'assainissement; les résultats de cette étude montrent que l'arsenic n'est pas concerné.

Sans la banque d'échantillons NABO, la fiabilité des analyses en laboratoire et la compétence des auteurs, ce travail n'aurait pas vu le jour. Nous tenons à adresser tous nos remerciements à la société AgroLab AG (Ebikon) chargée des analyses ainsi qu'à Kajsja Knecht mandatée pour la réalisation de ce projet, financé par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEPF). Que toutes les personnes qui ont contribué, directement ou indirectement, à la mise en oeuvre de ce projet en soient également remerciées.

Station fédérale de recherches en
agroécologie et agriculture (FAL)

Institut de recherches en protection de
l'environnement et en agriculture (IUL)

Le chef:



F.X. Stadelmann, vice-directeur FAL

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	8
RÉSUMÉ	9
1 EINLEITUNG	10
1.1 AUSGANGSLAGE	10
1.2 ZIELE	10
1.3 VORGEHEN	10
2 DATENLAGE UND GRUNDLAGEN	11
2.1 LITERATURRECHERCHE	11
2.2 NATÜRLICHES VORKOMMEN VON ARSEN IN DER UMWELT	11
2.3 ANTHROPOGEN BEDINGTE EINTRAGSQUELLEN VON ARSEN IN BÖDEN	12
2.4 VERHALTEN VON ARSEN IN BÖDEN	13
2.5 TOXIKOLOGIE UND RISIKOBEURTEILUNG	14
2.6 ARSENANALYTIK	16
3 ARSENGEHALTE IN BÖDEN DER SCHWEIZ	17
3.1 KENNTNISSTAND	17
3.2 ARSENUNTERSUCHUNGEN IM NABO-MESSNETZ	17
3.2.1 <i>Vorgehen und Analysenqualität</i>	17
3.2.2 <i>Übersicht der Gehalte</i>	19
3.2.3 <i>Gehalte nach Immissionslage</i>	21
3.2.4 <i>Gehalte nach Landnutzung und Bewirtschaftung</i>	21
3.2.5 <i>Gehalte nach Gestein und Körnung</i>	22
3.2.6 <i>Gehalte nach Humusgehalt und Bodenacidität</i>	24
3.2.7 <i>Korrelation mit anderen Elementen</i>	25
3.3 VERGLEICH MIT ANDEREN LÄNDERN EUROPAS	25
4 SCHLUSSFOLGERUNGEN	28
5 LITERATURVERZEICHNIS	30
6 ANHÄNGE	33
Anhang A <i>Erläuterungen zu den Kastendiagrammen und Abkürzungen zu den Figuren</i>	33
Anhang B <i>Arsengehalte nach Einflussfaktoren</i>	35
Anhang C <i>Standortdaten der 105 NABO-Standorte</i>	36

ZUSAMMENFASSUNG

Arsen ist als Spurenelement überall in der Umwelt zu finden. Die intensive Verwendung arsenhaltiger Produkte in Industrie und Landwirtschaft führte lokal zu erheblichen Bodenbelastungen. Da in der Schweiz die Arsenbelastung durch verschiedene Emissionen in den letzten 30 Jahren zurückgegangen ist, gilt Arsen im schweizerischen Bodenschutz nicht als prioritärer Schadstoff. Dies, obwohl die Toxizität verschiedener Arsenverbindungen schon seit langem bekannt ist. Der vorliegende Bericht gibt nun erstmals eine Übersicht und Beurteilung der Arsengehalte in Böden der Schweiz.

Für diese Studie wurden 105 landesweit verteilte Standorte untersucht und die gewonnenen Resultate anhand anderer Bodenkenngrössen, möglicher Einflussfaktoren, sowie in- und ausländischer Studien diskutiert. Als Diskussionsgrundlage für die Beurteilung der Situation wurde der von Kloke vorgeschlagene Orientierungswert für tolerierbare Arsengehalte in Böden von 20 mg/kg verwendet.

Aufgrund der Untersuchung der 105 NABO-Standorte wurden folgende Schlussfolgerungen gezogen:

- Die gemessenen Arsengehalte weisen als häufige Gehalte Werte zwischen 1,5 und 9,5 mg/kg auf (10. – 90. Perzentil). Der Orientierungswert von 20 mg/kg nach Kloke wird an drei der untersuchten Standorte überschritten. Unter Berücksichtigung der Analysenstreuung und des Raumgewichts der Böden weisen noch zwei Standorte gesicherte Überschreitungen auf. Der Vergleich mit mitteleuropäischen Böden zeigt, dass die Resultate somit überwiegend im Bereich der als Normalgehalte geltenden 2 - 20 mg/kg liegen.
- Der Median der Arsengehalte aller NABO-Standorte liegt bei 3,2 mg/kg. Für die nicht landwirtschaftlich genutzten Standorte liegt er jedoch rund 30 % tiefer. Dies lässt auf eine Arsenbelastung durch die Landwirtschaft schliessen. Arsenhal-

tige Pflanzenbehandlungs- und Holzschutzmittel sind seit 1986 in der Schweiz verboten. Arsen kann jedoch unbeabsichtigt auch heute noch durch die Ausbringung von Klärschlamm oder Phosphatdüngemittel in die Böden gelangen.

- Böden mit erhöhten Arsengehalten finden sich vor allem in den Ost- und Südalpen, wo bereits frühere Untersuchungen natürliche oder durch die Bergbauindustrie verursachte Anreicherungen von Arsen zeigten.
- Die häufig gemessenen Arsengehalte von nur 1,5 - 9,5 mg/kg lassen vermuten, dass Arsen in der Schweiz kein grossflächiges, sondern höchstens ein lokales Problem sein kann. Es besteht somit kein Bedarf für einen gesetzlichen Richtwert. Für eine Erstbeurteilung scheint der Orientierungswert von 20 mg/kg sinnvoll zu sein. Die in dieser Studie angewendete 2 M HNO₃-Extraktion lässt allerdings nicht auf das pflanzlich verfügbare Arsen in den untersuchten Böden schliessen. Für eine Abschätzung der Umweltgefährdung durch Arsen kontaminierte Böden sind Untersuchungen mobiler und bioverfügbarer Arsenfraktionen nötig.
- Weiterführende Arsenstudien sollten vor allem bei Verdachtsflächen, also in der Nähe früherer Eintragsquellen vorgenommen werden. Als Beurteilungsgrundlage dürfte in den meisten Fällen die Informationen der vorliegenden Arbeit genügen. Die Aufnahme von Arsen als Parameter in Monitoringmessnetze drängt sich nicht auf.

RÉSUMÉ

Sous forme d'élément trace, l'arsenic est présent partout dans l'environnement. L'emploi intensif de produits contenant de l'arsenic (industrie, agriculture) s'est traduit par des teneurs élevées au niveau local. Compte tenu de la baisse de la charge observée au cours des 30 dernières années en Suisse, l'arsenic n'est pas considéré comme un polluant prioritaire de la protection des sols, alors que la toxicité de certains de ses composés est prouvée depuis longtemps déjà. Le présent rapport dresse donc un premier bilan des teneurs en arsenic dans les sols en Suisse.

Pour les besoins de cette étude, 105 sites répartis sur tout le territoire suisse ont fait l'objet d'analyses dont les résultats ont été interprétés à l'aide d'autres caractéristiques pédologiques, de divers facteurs d'influence et d'études menées en Suisse et à l'étranger. L'évaluation a eu lieu sur la base de la valeur d'orientation de 20 mg/kg proposée par Kloke en 1980.

L'analyse des résultats obtenus sur les 105 sites NABO amène les conclusions suivantes:

- Les teneurs fréquentes en arsenic fluctuent entre 1,5 et 9,5 mg/kg (10^{ème} – 90^{ème} percentile). La valeur proposée par Kloke (20 mg/kg) est dépassée sur trois sites. Compte tenu de la fluctuation analytique et de la densité apparente des sols, deux autres sites présentent avec certitude un dépassement de ladite valeur. La comparaison avec d'autres pays européens montre que les résultats varient pour la plupart entre 2 et 20 mg/kg, c'est-à-dire qu'ils se situent dans la fourchette des teneurs considérées comme normales.
- La médiane des teneurs relevées sur les sites NABO est de 3,2 mg/kg. A noter toutefois qu'elle est de 30% inférieure

pour les sites non agricoles. Ce qui permet de conclure à une contamination agricole bien que les produits phytosanitaires et de protection du bois contenant de l'arsenic soient interdits en Suisse depuis 1986. Il est cependant impossible d'exclure l'apport (non désiré) d'arsenic par l'épandage de boues d'épuration ou d'engrais phosphatés.

- Les teneurs les plus élevées ont été observées dans les Alpes méridionales et orientales, régions où de précédentes investigations avaient mis en évidence un phénomène d'enrichissement d'origine naturelle ou lié à l'industrie minière.
- Les teneurs fréquentes comprises entre seulement 1,5 et 9,5 mg/kg indiquent que l'arsenic ne constitue pas un problème au niveau national, tout au plus à l'échelle locale. L'arsenic ne peut donc être considéré comme un polluant prioritaire et ne nécessite donc pas la définition d'une valeur indicative. La valeur d'orientation proposée par Kloke (20 mg/kg) s'avère tout à fait adéquate. A noter cependant que la solution d'extraction 2 M HNO₃ utilisée pour cette étude ne fournit aucune indication sur la disponibilité de l'arsenic pour les espèces végétales. Il serait donc nécessaire de procéder à des analyses de fractions mobiles et biodisponibles afin d'évaluer les risques de contamination.

Il serait en outre judicieux d'effectuer d'autres études, notamment sur les surfaces à risque que peuvent constituer les sols à proximité de sources d'apport. Dans la plupart des cas, la présente étude pourrait servir de base d'évaluation. Dans l'état actuel des choses, la prise en compte de l'arsenic dans des réseaux d'observation des polluants du sol ne s'impose pas.

1 EINLEITUNG

1.1 AUSGANGSLAGE

Gestützt auf das Umweltschutzgesetz (USG, 1983) regelt die Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, 1998) die Beobachtung, Überwachung und Beurteilung der Belastungen der Böden durch Schadstoffe. Mit dieser Aufgabe wurde das Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL) der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landwirtschaft (FAL) beauftragt. Als Instrument dazu dient das Nationale Bodenbeobachtungsnetz (NABO). Das NABO-Messnetz umfasst heute 105 landesweit verteilte Standorte, welche die vielfältigen Standortbedingungen der Schweiz repräsentieren sollen.

Im schweizerischen Bodenschutz wurde den Arsenverbindungen bislang kaum Aufmerksamkeit geschenkt. Dies, obwohl die hohe Toxizität dieser Verbindungen schon lange bekannt ist und Arsen (As) in Spurengehalten überall in der Umwelt zu finden ist. Arsen kann in sulfidhaltigen Gesteinen, Erzen und Tiefseetonen angereichert sein und als Folge dessen zu erhöhten geogenen Grundwasserbelastungen führen – wie in West-Bengalen (Samanta et al. 1999), Bangladesh (SZ, 1998), Chile und Taiwan. Durch eine Studie in Österreich, welche sehr hohe Arsengehalte im Bundesland Salzburg (Juritsch & Wiener, 1993) fand, wurde das Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL) für die Arsenproblematik sensibilisiert. Da Arsen in der Schweiz nicht als prioritärer Schadstoff gilt, sind in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, 1998) keine Richtwerte für Arsen aufgeführt.

1.2 ZIELE

Diese Studie soll erstmals eine Gesamtübersicht über Arsengehalte in Böden der Schweiz geben. Zudem soll der heutige Kenntnisstand dokumentiert werden. Mit Hilfe weiterer Bodenkenngrossen, möglicher Einflussfaktoren auf die Arsengehalte, sowie in- und ausländischer Studien soll versucht werden, die Situation in der Schweiz zu analysieren und zu beurteilen, ob Bedarf für die Festlegung eines Richtwertes besteht.

1.3 VORGEHEN

Innerhalb dieser Studie werden Grundkenntnisse über Vorkommen, Eintragsquellen, Verhalten und Toxizität von Arsen in der Umwelt ermittelt. Darauf aufbauend werden die gewonnenen Arsenresultate dargestellt und diskutiert. Als Diskussionsgrundlage für eine Situationsbeurteilung dient der von Kloke (1980) vorgeschlagene Orientierungswert für tolerierbare Arsengehalte in Böden von 20 mg/kg.

2 DATENLAGE UND GRUNDLAGEN

2.1 LITERATURRECHERCHE

Für diese Studie wurde eine Literaturabfrage auf vier verschiedenen Datenbanken zu den Themen „Arsen in Böden“ und „Arsen in Böden der Schweiz“ durchgeführt. Die Datenbanken *Current Contents (CC)*, *Commonwealth Agricultural Bureaux (CAB)*, *Geobase* und *Science Citation Index Expanded* wurden nach Veröffentlichungen ab dem Publikationsjahr 1990 (*CC* ab 1996) bis und mit Mai 1999 durchsucht. Die quantitativen Ergebnisse der Literaturrecherche sind in Tabelle 1 dargestellt.

Die Mehrheit der Berichte befasst sich mit der Bioverfügbarkeit von Arsen, dem Adsorptionsverhalten (unter Laborbedingungen) oder der Arsenanalytik. Weiter finden sich häufig Studien zu speziellen Standorten, wie z.B. die Umgebung von Schmelzereien usw..

Den verschiedenen Datenbanken liegen zum Teil die gleichen Quellen zugrunde, weshalb sich die Literaturlisten der einzelnen Datenbanken überschneiden. Für diese Studie wurden von den gefundenen Veröffentlichungen effektiv nur deren fünf verwendet. Weitere Literaturquellen waren Lehrbücher, Publikationen mit Erscheinungsjahr vor 1990 sowie Berichte von anderen Bodenuntersuchungsprogrammen.

Tabelle 1: Ergebnisse der Literaturrecherche über Arsen in Böden (1990 bis Mai 1999).

Datenbank	Titel		
	Schweiz	Ausland	Total
Current Contents*	4	198	202
CAB	4	463	467
GEOBASE	2	151	153
Science Citation Index Expanded	2	284	286

* 1996 bis Mai 1999

2.2 NATÜRLICHES VORKOMMEN VON ARSEN IN DER UMWELT

Geringe Mengen an Arsen finden sich überall in der Umwelt. Tabelle 2 gibt einen Überblick über natürliche Arsengehalte in den verschiedenen Umweltkompartimenten. Das grösste Arsenreservoir bilden die **Gesteine**, welche mehr als 99 % des gesamten Vorkommens enthalten (Bhumbla & Keefer, 1994). Der Ionenradius von Arsen ist ähnlich dem anderer gesteinsbildender Elemente (z.B. Silicium, Aluminium oder Eisen). Daher findet sich Arsen in geringen Mengen in allen Mineralien (Jordan, 1994). Der mittlere Arsengehalt der Erdkruste (äussere ca. 30 km dicke Schicht der Erde) wird mit 1,5 bis 2 mg/kg angegeben (Koch, 1989; NAS, 1977; Woolson, 1983).

Am häufigsten tritt Arsen als Sulfid auf, z.B. als Arsenmineral wie Arsenopyrit (FeAsS), Realgar (AsS) oder Auripigment (As_2S_3). In sulfidischen Minerallagerstätten sind diese Arsenminerale oft angereichert, weshalb in Erzlagerstätten besonders hohe Arsengehalte gemessen werden. Somit fällt Arsen als Nebenprodukt bei der Verhüttung vieler Erze an. Weiter kommt Arsen auch in Verbindung mit anderen Metallen wie Eisen, Kupfer, Blei oder Nickel als Salz (z.B. Bleiarsenat) vor.

Die natürlichen Arsengehalte von **Böden** sind abhängig vom Ausgangsgestein, welches zu ca. 75 % Sedimentgesteine sind (Schroeder, 1992). Laut Adriano (1986) werden in Böden ohne spezifische Kontamination 10 mg/kg selten überschritten. Durchschnittswerte für natürliche Arsengehalte liegen bei 5 - 6 mg/kg (Bhumbla & Keefer, 1994; Peterson et al., 1981). Böden über Minerallagerstätten haben jedoch oft Arsengehalte von mehreren Hundert mg/kg (Woolson, 1983). Leicht erhöhte Arsenwerte weisen auch Böden in Regionen mit Vulkanismus auf, wie z.B. in Mexiko, Italien und Japan (Yan-Chu, 1994).

Tabelle 2: Natürliche Arsengehalte in der Umwelt.

Kompartiment	Bereich [mg/kg]	Mittelwert [mg/kg]	Literaturquelle
<u>Erdkruste:</u>			
	1,5 - 2	—	Koch, 1989, NAS 1977, Woolson, 1983
	—	~ 5	Savory & Wills, 1984
<u>Gesteine:</u>			
Basalte, Gabbros	0,06 - 113	2	NAS, 1977
	—	1,5	Wedepohl, 1984
Granite	0,2 - 13,8	1,5	NAS, 1977
	—	1,5	Wedepohl, 1984
Vulkanisches Gestein	0,2 - 12,2	3,0	NAS, 1977
Kalkstein	0,1 - 20	1,7	NAS, 1977
Sandsteine	0,6 - 120	2,0	NAS, 1977
Schiefer und Tone	0,3 - 490	14,5	NAS, 1977
Phosphorite	0,4 - 188	22,6	NAS, 1977
Kohle	0 - 2000	13	NAS, 1977
<u>Böden:</u>			
Durchschnittswert*	—	5 - 6	Bhumbla & Keefer, 1994; Peterson et al., 1981
	< 10	—	Savory & Wills, 1984
<u>Hydro- / Atmosphäre:</u>			
Meerwasser	2 - 4 µg/kg	—	Savory & Wills, 1984
	—	2,6 µg/kg	Wedepohl, 1984
Süßwasser	0,5 - 2 µg/kg	—	Savory & Wills, 1984
Luft	1 - 50 ng/m ³	—	Savory & Wills, 1984

* Arsengehalte in Böden variieren stark in verschiedenen geografischen Regionen.

Fluss- und Regenwasser transportieren Arsen mittels gelösten Verwitterungs- und Erosionsprodukten in die Ozeane. **Meerwasser** enthält 2 bis 4 µg/kg, **Süßwasser** 0,5 bis 2 µg/kg Arsen (Savory & Wills, 1984).

In der **Luft** finden sich 1 bis 50 ng As/m³, wobei in der Nähe von Schmelzereien bis über 1'000 ng As/m³ auftreten können (Savory & Wills, 1984). Einträge in die Atmosphäre sind hauptsächlich anthropogenen Ursprungs und belasten über Trocken- und Nassdeposition die Böden.

2.3 ANTHROPOGEN BEDINGTE EINTRAGSQUELLEN VON ARSEN IN BÖDEN

Über die Anwendung arsenhaltiger Produkte in der Schweiz finden sich in der Literatur wenig Hinweise. Laut Daniel et al. (1998) wurden unter anderem arsenhaltige Pestizide bis etwa 1965 eingesetzt. Seit 1986 ist jedoch die Einfuhr und Abgabe von arsenhaltigen Pflanzenbehandlungs- und Holzschutzmitteln (z.B. chromhaltiges Kupferarsenat CCA) verboten, es sei denn sie dienen Forschungszwecken (StoV, 1986). Durch die Ausbringung von Klärschlamm und Phosphatdüngemitteln (Herstellung aus Phosphoriten; vgl. Tabelle 2) wird Arsen auch heute noch unbeabsichtigt in die Böden gebracht (O'Neill,

1995) und kann so zu Bodenbelastungen führen. Erhebliche Belastungen der Böden entstanden aber vorwiegend durch die frühere intensive Verwendung arsenhaltiger Verbindungen in Landwirtschaft und Industrie. So wurde Arsen seit über hundert Jahren hauptsächlich wegen seiner toxischen Eigenschaften als Pestizid (Pflanzenschutzmittel) eingesetzt, wie bspw. Arsentrioxid im Weinbau sowie Blei- und Calciumarsenat im Obst- und Gemüsebau. Weitere Anwendungen fanden arsenhaltige Produkte als Rattengift, als Desinfektionsbad für Ziegen und Schafe oder als Futterzusatz in der Viehwirtschaft (Savory & Wills, 1984).

Arsenverbindungen werden zudem in der Halbleiterindustrie eingesetzt und in der Stahlveredlung als Legierungsbestandteil verwendet oder dienen als Entfärbungsmittel bei der Glasherstellung. Auch in der Rüstungsindustrie wird Arsen zur Herstellung arsenhaltiger Kampfstoffe und Munition verwendet (Lippke et al., 1997).

Die Bergbauindustrie und die Verbrennung fossiler Brennstoffe, insbesondere Kohle, führt zusätzlich zu weiteren lokalen Arsenbelastungen in Böden. Als direkte Einträge in Böden sind hier die Schlacken zu nennen, welche bei der Metallgewinnung anfallen. Bei den Schmelz- und Verhüttungsprozessen sowie bei der Kohleverbrennung wird Arsen als Gas in die Atmosphäre freigesetzt (Arsen verdampft schon bei 100° C) oder ist im Flugstaub enthalten. Als Trocken- oder Nassdeposition gelangen diese Stoffe schliesslich in die Böden (Woolson, 1983).

Tabelle 3 gibt eine Übersicht über geschätzte weltweite anthropogen bedingte Einträge in Böden.

Tabelle 3: Geschätzte weltweite Einträge von Arsen in Böden durch anthropogene Aktivität.

Arsenquelle	Eintrag [Tonnen As/Jahr]
Kupferschmelzerei	47'290
Kupferveredlung	10'580
Bleischmelzerei	3'580
Zinkproduktion	6'050
Stahlproduktion	5'850
Kohleverbrennung	35'100
Herbizide	4'560
Trocknungsmittel	12'000
Abfallverbrennung	n.b.
Düngungsmittel	n.b.
Klärschlamm	n.b.
Städtische Abwässer	n.b.

n.b. Nicht bestimmt Quelle: Chilvers & Peterson (1987)

Die jährliche Weltproduktion an Arsenverbindungen wird auf etwa 60'000 t geschätzt (Koch, 1989). Beim Ausgangsprodukt häufig kommerziell verwendeter Arsenverbindungen handelt es sich um Arsentrioxid (As_2O_3), welches als Nebenprodukt bei der Verhüttung vieler Erze gewonnen wird. Die Anwendung arsenhaltiger Pflanzenschutzmittel und arsenhaltiger Entfärbungsmittel bei der Glasherstellung ist durch den Gebrauch von Ersatzprodukten zurückgegangen. Die Produktionsmenge an Arsenverbindungen ist jedoch gleichgeblieben, da der Einsatz von Holzschutzmitteln gestiegen ist (Jordan, 1994; Savory & Wills, 1984).

2.4 VERHALTEN VON ARSEN IN BÖDEN

Die Gehalte von Arsen in Böden werden einerseits durch die natürlichen und anthropogen bedingten Einträge (Kap. 2.2 und 2.3); andererseits durch das Verhalten der verschiedenen Arsenverbindungen in Böden bestimmt. Als Metalloid unterscheidet sich Arsen gegenüber den Metallen vor allem durch den Anionencharakter. Die Mobilität von Arsen - und somit eine eventuelle Kontamination des Grundwassers - ist stark vom physikalischen und chemischen Verhalten von Ar-

sen im Boden abhängig, welches insbesondere durch pH, Leitfähigkeit, Redox-Potential, Gehalt an Oxiden, Tonmineralien und Humus bestimmt wird.

Bei der Verwitterung von Arsenmineralien entstehen als Primärprodukte Arsenate (As(V)) resp. Arsenite (As(III)) (Lippke et al., 1997). Dies sind die Salze der Arsensäure (H_3AsO_4) und der arsenigen Säure (H_3AsO_3). In gut durchlüfteten, aeroben Böden dominieren Arsenate, in anaeroben, wassergesättigten Böden jedoch Arsenite (O'Neill, 1995). Die Arsensäuren können mit mobilen Metallkationen Salze bilden und - abhängig von Löslichkeitsprodukt und pH - aus dem Bodenwasser ausgefällt werden. So sind Eisen- und Aluminiumarsenate die dominanten Phasen in sauren Böden, wogegen in vielen kalkreichen Böden Calciumarsenat wichtig ist (Thornton, 1996). Meistens spielt jedoch die Ausfällung von Arsensalzen eine untergeordnete Rolle (Bhumbla & Keefer, 1994).

Der dominierende Mechanismus, der zur Immobilisierung von Arsen führt, ist die Anlagerung an die Oberfläche von Bodenpartikel (Adsorption). Eine entscheidende Rolle für die Arsenadsorption in Böden spielen (Sadiq, 1997):

- Hydroxide und Oxide von Fe, Al und Mn
- Tonminerale
- Carbonate
- Organisches Material

Ein hohes Adsorptionsvermögen weisen tonige Böden auf (Schroeder, 1992). Sandige Böden hingegen können Arsen kaum binden und es kommt zu einer relativ schnellen Auswaschung in tiefere Horizonte (Lippke et al., 1997). Phosphor zeigt ein ähnliches Adsorptionsverhalten wie Arsen und konkurriert deshalb um vorhandene Adsorptionsplätze. Hohe Phosphorgehalte (z.B. durch Phosphordüngemitteléintrag) führen deshalb zu erhöhter Arsenauswaschung (NAS, 1977).

Bodenmikroorganismen (Bakterien, Pilze) können Arsenat zu Arsenit reduzieren und dieses weiter zu verschiedenen methylierten Verbindungen, wie z.B. Methylarsonsäure, Dimethylarsinsäure oder Trimethylarsin umsetzen. Die durch die Biotransformation entstehenden Arsine sind leicht flüchtig und

werden in die Atmosphäre abgegeben (Lippke et al., 1997; Sadiq, 1997).

Da Arsen im Boden im allgemeinen nur in geringen Mengen als gelöstes Arsen vorliegt, ist die Bioverfügbarkeit in Abhängigkeit der Bodenbeschaffenheit mehr oder weniger eingeschränkt. Normalerweise ist eine Arsenaufnahme durch Pflanzen gering. Die durchschnittlichen Arsengehalte in Pflanzen (und somit pflanzlichen Lebensmitteln) liegen zwischen 0,1 und 1,0 mg/kg (bezogen auf Trockensubstanz). Bei Böden mit hohen Arsengehalten kann es zu einer Akkumulation in Pflanzen von 1 bis 20 mg/kg kommen (Hapke, 1984). Auch Gulz & Gupta (1999) stellten fest, dass ausgewählte Pflanzen in der Lage sind hohe Arsenmengen aufzunehmen, falls das Arsen in bioverfügbarer Form vorliegt.

2.5 TOXIKOLOGIE UND RISIKOBEURTEILUNG

Noch in diesem Jahrhundert wurden verschiedene Verbindungen des dreiwertigen Arsens und organische Arsenverbindungen als Arzneimittel angewendet. So zum Beispiel zur Behandlung verschiedener Hauterkrankungen, Syphilis oder Asthma (Savory & Wills, 1984). In einigen Gebieten im Alpenraum galt Arsen gar als eigentliches Wundermittel, welches bei regelmässiger Einnahme eine glatte Haut und glänzendes Haar versprach (NZZ, 1998).

Bereits zu Beginn des neunzehnten Jahrhunderts wurde ein Zusammenhang zwischen Arsen und verschiedenen Krebserkrankungen vermutet und durch verschiedene Studien später bestätigt.

Die Toxizität der verschiedenen Arsenverbindungen ist sehr unterschiedlich. Metallisches Arsen z.B. ist nahezu ungiftig (Koch, 1989), wohingegen bereits eine Dosis von 10 bis 100 mg Arsen trioxid (As_2O_3) - auch bekannt als Arsenik oder Schwiegermuttergift - tödlich ist (Jordan, 1994). Im Allgemeinen ist die Toxizität der dreiwertigen Verbindungen höher als die der fünfwertigen. Im menschlichen Körper kann As(V) jedoch zum toxischeren

As(III) reduziert werden (Lippke et al., 1997). Anorganische Arsenverbindungen können teilweise im Körper durch Methylierungsprozesse entgiftet werden. Die dadurch gebildeten Methylarsenverbindungen (wie z.B. Methylarsonsäure oder Dimethylarsinsäure) sind weniger reaktiv als die Ausgangsverbindungen und werden relativ schnell über die Nieren ausgeschieden (Vather, 1983; Buchet & Lauwerys, 1994).

Die toxische Wirkung der As(III)-Verbindungen beruht auf der Fähigkeit, Reaktionen mit Thiol-Gruppen einzugehen und so wichtige Enzyme zu hemmen.

Die Toxizität der Arsenate hingegen basiert auf der strukturellen Ähnlichkeit mit Phosphaten. Arsenat kann Phosphat bei enzymkatalysierten Reaktionen ersetzen und somit die Reaktion hemmen (Squibb & Fowler, 1983).

Akute Arsenvergiftungen sind selten und oft auf die z.T. absichtliche Einnahme von Pestiziden oder Herbiziden zurückzuführen. Arsen wirkt cancerogen, mutagen und teratogen. Es wird vermutet, dass Arsen für Tiere und Menschen ein essentielles Spurenelement sein könnte (Daniel et al., 1998). Diese Frage ist bis heute jedoch nicht eindeutig geklärt.

Die häufigste Aufnahme von Arsen erfolgt über die Atemluft (besonders in der Nähe von Schmelzereien oder Kohlekraftwerken), über das Trinkwasser oder durch die Nahrung. In der Schweiz liegen die Arsengehalte des Trinkwassers meist unter $10 \mu\text{g/l}$, wobei im Tessin vereinzelt Werte über dem Grenzwert von $50 \mu\text{g/l}$ (FIV, 1995) gefunden wurden

(Pfeifer et al., 1995). Nebst einzelnen Gemüsearten (Savory & Wills, 1984) weisen vor allem Meereslebewesen (Algen, Fische, Krebstiere etc.) erhöhte Arsengehalte auf.

Die Phytotoxizität ist weniger vom Gesamtgehalt des Arsens im Boden als von seiner Bioverfügbarkeit abhängig. Daher haben wasserlösliche Arsenverbindungen allgemein eine erhöhte Phytotoxizität (Peterson et al., 1981). Zudem weisen verschiedene Pflanzenarten eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber Arsen auf. Besonders empfindlich reagieren bspw. Reis und Bohnen (Adriano, 1986).

Da die Konzentrationen in Landpflanzen normalerweise gering sind, besteht für die Tiere kaum eine Gefahr der übermässigen Arsenaufnahme über die pflanzliche Nahrung (O'Neill, 1995). Eine grössere Gefahr birgt die Aufnahme von kontaminiertem Bodenmaterial oder arsenbelastetem Wasser (Smith et al., 1998).

In verschiedenen Staaten wurden Richt- und Grenzwerte für Arsen in Luft, Lebensmitteln, Trinkwasser und Böden festgelegt. Kloke (1980) hat als Orientierungswert für tolerierbare Arsengehalte von Böden 20 mg/kg vorgeschlagen. In der schweizerischen Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1. Juli 1998 (VBBo) ist kein Richtwert für Arsen aufgeführt. Eine Zusammenstellung verschiedener Regelungswerte zur Beurteilung von Arsengehalten findet sich in Tabelle 4.

Tabelle 4: Regelungswerte zur Beurteilung von Arsengehalten (Auszug aus verschiedenen Quellen aus Rosenkranz et al., Stand: Juli 1999).

Geltungsbereich	Bewahren [mg/kg]	Prüfen [mg/kg]	Sanieren [mg/kg]	Bezeichnung/Ort	Stand	Quelle (Kennziffer)
Generell	20			Kloke-Wert/ Deutschland	1980	9300
Nutzpflanzenanbau		50		Hamburg	1990	8620
Grundwassergebiet		50				
Wohngebiete		100				
Generell		50		Deutschland	1991	8810
Multifunktionale Nutzung	20			Orientierungswerte (Eikmann-Kloke-Werte/ Deutschland	1993	3590
Kinderspielplätze		20	50			
Hausgärten und Parkanlagen		40	80			
Industrie- und Gewerbeflächen		50	200			
Landwirtschaftsflächen		40	50			
Kinderspielflächen		20		Baden-Württemberg	1993	3560, 8206, 8211
Siedlungsflächen		30				
Gewerbeflächen		130				
Multifunktionale Nutzung	29 ¹		55 ¹	Niederländische Liste	1994	8936
Kinderspielplätze		40		Berliner Liste	1996	8790
Wohngebiete		80				

¹ Bezogen auf Standardboden: 25 % Ton und 10 % organische Substanz.

2.6 ARSENANALYTIK

Für die Bestimmung von Arsengehalten in Böden werden unterschiedliche Messmethoden, wie beispielsweise AAS (Atomabsorptionsspektrometrie), ICP-MS (Induktiv-gekoppelte Plasma-Massenspektroskopie) angewendet. Noch zahlreicher sind die verschiedenen Extraktionsmethoden. Der in der Schweiz für Schwermetalle üblicherweise angewendete Aufschluss mittels 2 M Salpetersäure löst ca. 75 % der organischen und 17 % der anorganischen Bodenbestandteile (Aitang & Häni, 1983). Dabei wird allgemein amorphes Material gelöst, nicht jedoch primäre und sekundäre Mineralien. Somit lässt diese Methode keine Bestimmung der Totalgehalte von Böden zu. Sie ist jedoch geeig-

net, durch Verwitterung freigesetztes oder anthropogen eingebrachtes Arsen zu erfassen. Eine weitere, vor allem in Deutschland und Österreich angewendete Methode ist der Königswasseraufschluss. Königswasser besteht aus konzentrierter Salpetersäure (HNO₃) und konzentrierter Salzsäure (HCl) (Volumenverhältnis 1:3) und wirkt sehr stark oxidierend. Es löst fast alle Metalle, auch den „König der Metalle“ - das Gold - daher sein Name (Römpp, 1990). Möchte man einen echten Totalaufschluss mitsamt den im unverwitterten Gestein eingeschlossenen Schwermetallen, ist jedoch die Anwendung von Fluorwasserstoffsäure (HF) nötig (Römpp, 1991; Van der Veen et al., 1985).

3 ARSENGEHALTE IN BÖDEN DER SCHWEIZ

3.1 KENNTNISSTAND

Bereits 1913 untersuchte Truninger (1922) Arsen in Böden und dessen Wirkung auf Bodenmikroorganismen und Pflanzen. Seither wurde Arsen in der Schweiz trotz seiner hohen Toxizität kaum in Umweltstudien einbezogen. Eine Erklärung dafür sehen Pfeifer et al. (1995) im Rückgang der Arsenbelastung durch z.B. Eisenschmelzereien, Ausbringung arsenhaltiger Insektizide, etc. in den letzten 30 Jahren. Dies ist auch der Grund, weshalb Arsen im schweizerischen Bodenschutz nicht als prioritärer Schadstoff gilt und kein Arsenrichtwert festgelegt wurde. Die meisten Arsenuntersuchungen in der Schweiz betreffen Verdachtsflächen (z.B. Deponien, Schiessanlagen, usw.). Nur in den Kantonen Zürich und Graubünden wurde Arsen in die Bodenbeobachtung einbezogen. Öffentlich zugängliche Berichte zu diesem Thema finden sich in der Schweiz wenige (z.B. Daniel et al., 1998; Gini, 1994; Günter, 1992; Pfeifer et al., 1995; Shotyk, 1996).

Seit 1998 läuft ein Nationalfondsprojekt zum Thema "Speciation and transfer of arsenic in contaminated soils: pathways to groundwater and to plants" (Projektpartner: H.-R. Pfeifer, Uni Lausanne & S.K. Gupta, IUL, Liebefeld).

In diesem Projekt werden die Arsenverbindungen und deren Verhalten im Boden untersucht. Die Untersuchungen werden an wenigen typischen Standorten, mit verschiedenen Bodentypen, Kontaminationsquellen und Arsengehalten durchgeführt.

3.2 ARSENUNTERSUCHUNGEN IM NABO-MESSNETZ

3.2.1 VORGEHEN UND ANALYSENQUALITÄT

Die Probenahmen (1990 bis 1995) und die Probenanalysen (1997) erfolgten gemäss BUWAL/FAC (1987). Repräsentative Mischproben aus den obersten 20 cm der Böden wurden in Umluft bei 40° C getrocknet und mit 2 M Salpetersäure (HNO₃) aufgelöst (siehe Kapitel 2.6). Die Arsengehalten wurden von der Firma AgroLab in Ebikon mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) unter Wiederholbedingung bestimmt.

Um die Analysenqualität der Arsenaten innerhalb dieser Studie beurteilen zu können, wurden ca. 10 % der Proben als echte Wiederholungen dreimal aufgeschlossen und analysiert (Tabelle 5).

Tabelle 5: Daten zur Wiederholbarkeit der Arsenanalysen.

Probe	Wert 1 [mg/kg]	Wert 2 [mg/kg]	Wert 3 [mg/kg]	MW [mg/kg]	S [mg/kg]	VC [%]
Gais	4,8	4,5	4,8	4,7	0,17	3,6
St. Cierges	1,8	1,8	1,8	1,8	0,04	2,2
Mühlebach	8,4	7,9	7,5	7,9	0,41	5,2
Küssnacht	3,4	3,3	3,3	3,4	0,06	1,8
Conthey	8,5	7,7	7,6	7,9	0,49	6,2
Ins	4,4	4,9	5,1	4,8	0,36	7,4
Mollis	14,7	12,1	12,6	13,1	1,38	10,5
Winterthur	1,6	1,6	1,7	1,6	0,05	3,3
Lohn	3,7	3,2	3,2	3,4	0,32	9,4
Mels	7,2	7,1	7,4	7,2	0,13	1,9
Campo	0,8	0,8	0,5	0,7	0,17	24,6
Pailly	1,7	1,6	1,9	1,7	0,13	7,2

MW = Mittelwert; S = Standardabweichung; VC = Variationskoeffizient

Zur Überprüfung der Vergleichbarkeit wurden 18 Proben in drei verschiedenen Labors analysiert. Die erhaltenen Werte sind in Tabelle 6 aufgelistet. Eine eigene Kontrollprobe sowie zwei zertifizierte tschechische Referenzproben (CMI 1995) wurden dreifach analysiert (Tabelle 7), um die Richtigkeit der Daten zu überprüfen.

Beim Wiederholbarkeitstest beträgt der Variationskoeffizient (VC) der Proben durchschnittlich 7,0 %. Beim Vergleichbarkeitstest ist der durchschnittliche VC mit 9,8 % leicht

höher. Die Werte der Variationskoeffizienten liegen zwischen 0,7 und 24,5 %. Eine Korrelation der Streuung der Messresultate und der Arsenkonzentration liegt nicht vor.

Die Abweichungen beim Richtigkeitstest sind mit 17,2 und 36,3 % relativ hoch. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die zertifizierten Referenzwerte alleine schon um $\pm 13,9$ resp. $\pm 21,0$ % streuen (Tabelle 7).

Tabelle 6: Daten zur Vergleichbarkeit der Arsenanalysen.

Probe	Wert 1 ¹ [mg/kg]	Wert 2 ² [mg/kg]	Wert 3 ² [mg/kg]	MW [mg/kg]	S [mg/kg]	VC [%]
Kontrolle (IUL)	1,2	1,0	1,0	1,1	0,11	10,9
Gais	5,0	4,7	4,8	4,8	0,16	3,3
St. Cierges	2,0	1,6	1,8	1,8	0,18	10,0
Mühlebäch	8,4	8,3	8,4	8,3	0,06	0,7
Küssnacht	3,7	3,6	3,4	3,6	0,16	4,5
Conthey	7,9	8,4	8,5	8,2	0,32	3,9
Ins	6,1	4,9	4,4	5,2	0,86	16,7
Mollis	13,6	12,6	14,7	13,6	1,03	7,5
Winterthur	2,1	1,7	1,6	1,82	0,28	15,5
Lohn	3,1	2,5	3,7	3,1	0,63	20,3
Mels	8,4	7,6	7,2	7,7	0,62	8,1
Campo	1,0	0,6	0,8	0,8	0,20	24,5
Pailly	1,7	1,8	1,7	1,8	0,06	3,4
Bivio	4,6	4,1	4,6	4,4	0,32	7,2
Rothénfluh	4,7	4,1	3,8	4,2	0,44	10,4
Visp	7,1	9,3	8,7	8,3	1,12	13,5
Röggwil	2,6	2,9	2,6	2,7	0,20	7,3
S. Antonino	11,3	12,5	10,1	11,3	1,22	10,8
Mels	8,0	8,2	7,1	7,8	0,58	7,6

MW = Mittelwert; S = Standardabweichung; VC = Variationskoeffizient

¹ Analysen mit ICP-MS

² Analysen mit AAS

Tabelle 7: Daten zur Richtigkeit der Arsenanalysen.

Probe	Wert 1 [mg/kg]	Wert 2 [mg/kg]	Wert 3 [mg/kg]	MW [mg/kg]	S [mg/kg]	VC [%]	MW korr. [mg/kg TS] ¹	Referenz [mg/kg TS]	Diff. Ref. [%]
Kontrolle-(IUL)	1,0	1,1	1,1	1,1	0,04	4,2			
CRM No. 7002	17,3	17,3	17,6	17,4	0,21	1,2	17,70	15,1 ± 2,1	17,2
CRM No. 7003	4,8	4,9	4,8	4,8	0,09	1,8	4,88	3,58 ± 0,75	36,3

MW = Mittelwert; S = Standardabweichung; VC = Variationskoeffizient; Diff. Ref. = Abweichungen zum Referenzwert

¹ Die Analysenergebnisse stammen aus Mischproben, welche in Umluft von 40°C getrocknet wurden (VBBö 1998). Die Referenzwerte sind jedoch in mg/kg TS ausgedrückt. Deshalb wurden die Resultate in mg/kg TS umgerechnet.

CRM = Certified reference materials of soils (CMI 1995)

3.2.2 ÜBERSICHT DER GEHALTE

Figur 1 gibt eine Übersicht über die geographische Verteilung der gemessenen Arsengehalte von Oberböden (0–20 cm) der 105 NABO-Standorte. Eine vollständige Zusammenstellung der Daten findet sich in Anhang C. Die Werte liegen zwischen 0,1 und 109,1 mg/kg; der Median liegt bei 3,2 mg/kg; 90,5% der untersuchten Standorte weisen Arsengehalte unter 10 mg/kg auf und bei dreiviertel aller Standorte liegen diese unter 5 mg/kg. Einen leicht höheren Median von 5,1 mg/kg ergaben Untersuchungen im Kanton St. Gallen (AFU SG, 1996). Im Furttal wurde ein Medianwert von 4,4 mg/kg gemessen (Günter, 1992).

Erhöhte Arsenwerte finden sich vor allem in den Ost- und Südalpen, also an Standorten in den Kantonen St. Gallen, Graubünden und im Tessin. Im Malcantone (TI) wurden natürliche Konzentrationen bis zu 140 mg/kg gemessen (Pfeifer et al., 1995). In der Nähe von Minen und Bergwerken, wie z.B. in Astano (TI), Pétoudès (VS) oder Salanfe (VS) wurden Mittelwerte von 9'450, 265 resp. 250 mg/kg gemessen (Pfeifer et al., 1995).

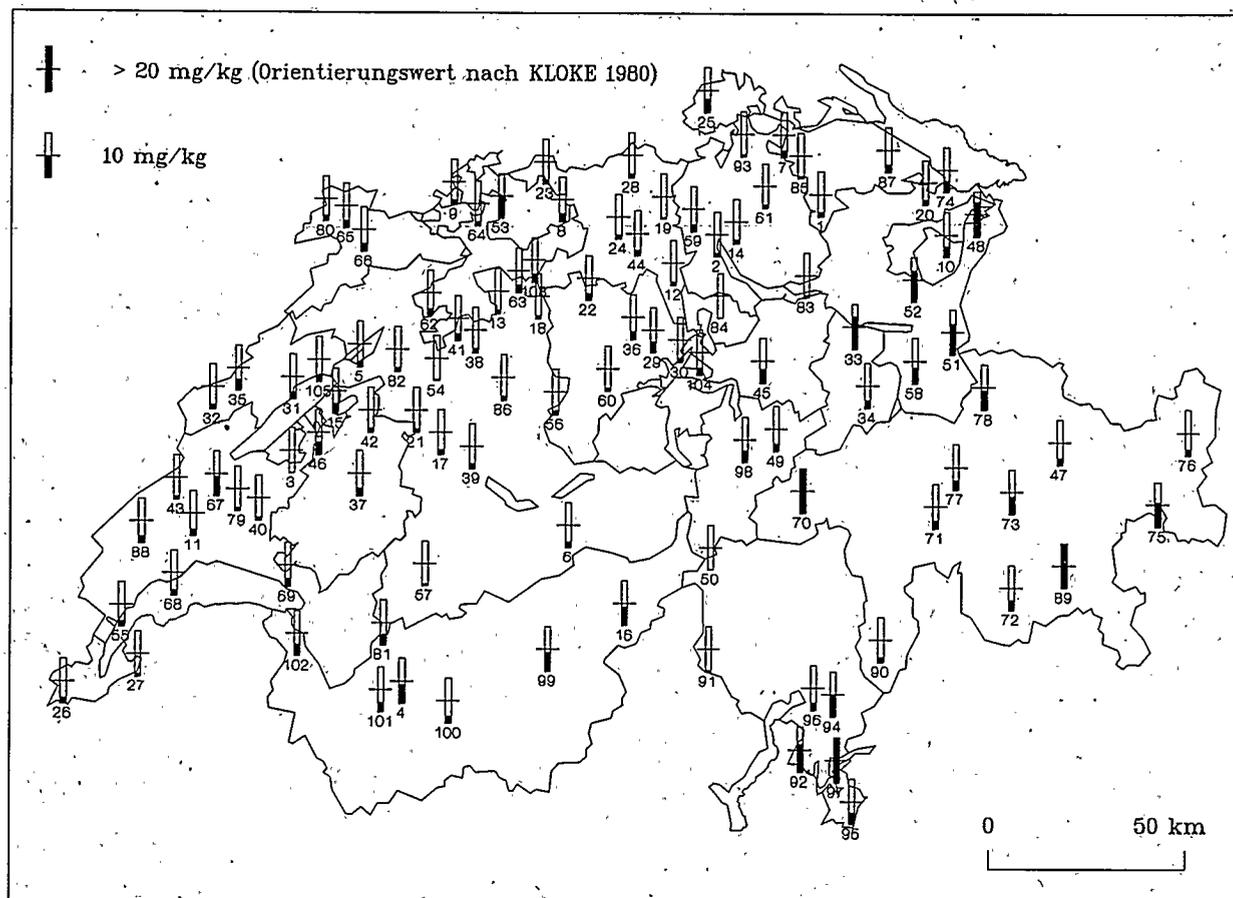
Der Orientierungswert von 20 mg/kg nach Kloke (1980) wird nur an drei Standorten überschritten (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: NABO-Standorte mit Kenngrößen, welche den Orientierungswert von 20 mg/kg überschreiten.

Stao Nr.	Gemeinde	Höhe [m.ü.M.]	Nutzung	Geologie	Bodenart	Humusklasse	pH-Klasse	As-HNO ₃ [mg/kg]
70	Disentis (GR)	1'105	Dauerwiese	Kristallingest. 'sauer'	sL	humos	sws	86,9
89	St. Moritz (GR)	1'825	Schutzstao	Torf		organisch	sau	109,1
97	Lugano (TI)	273	Parkanlage	Lockergest. lehmig	sL	sw. humos	sws	21,6

Stao = Standort; sL = sandiger Lehm; sw. = schwach; sws = schwach sauer; sau = sauer

Figur 1: Geographische Verteilung der NABO-Standorte mit Arsengehalten der Oberböden (0-20 cm).



Bei einer Beurteilung der Daten müssen auch die Streuung – Wiederholbarkeit und Vergleichbarkeit – und das Raumgewicht¹ berücksichtigt werden (Tabelle 9). Nur zwei Standorte weisen volumenbezogen noch gesicherte Überschreitungen des Orientierungswertes auf.

Die Untersuchung der 105 NABO-Standorte macht deutlich, dass der Arsengehalt von Böden von vielen verschiedenen Faktoren abhängig ist. So sind die beiden Extremstandorte mit dem gemessenen Tiefstwert von 0,1 mg/kg (Rifferswil) resp. dem gemessenen Höchstwert von 109,1 mg/kg (St. Moritz) beides saure Moore. Sie unterscheiden sich aber mehr oder weniger stark in der Bodenzusammensetzung; beispielsweise hat das Moor bei St. Moritz einen ca. 20 mal höheren Gehalt an Fe-Oxiden (Oxalat-Extraktion) als dasjenige bei Rifferswil (BUWAL,

1993; Anhang B: Standorte 84 und 89). In den folgenden Kapiteln werden mögliche Einflüsse auf die Arsengehalte von Böden diskutiert. Eine vollständige Zusammenstellung der Arsengehalte nach Einflussfaktoren findet sich in Anhang B. Erläuterungen zu den Kastendiagrammen sind in Anhang A zusammengefasst.

Tabelle 9: Einfluss von Analysenstreuung und Raumgewicht (RG) auf die Überschreitung des Orientierungswertes für Arsen von 20 mg/kg bzw. mg/dm³.

Stao Nr.	RG [kg/dm ³]	As-HNO ₃ [mg/kg]	As-HNO ₃ [mg/dm ³]
70	1,1	86,9	95,6
89	0,1	109,1	10,9
97	1,1	(21,6)	23,8

(): Werte, welche bei Berücksichtigung der Streuung den Orientierungswert nicht mit Sicherheit überschreiten.

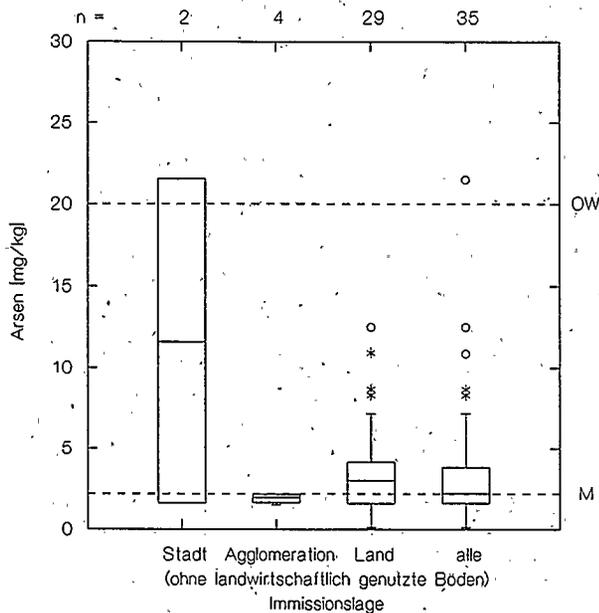
fett: Werte, die den Orientierungswert mit Sicherheit überschreiten

¹ Dichte des trockenen Bodens einschliesslich der Hohlräume. Torfböden haben mit 0,1 kg/dm³ das geringste Raumgewicht. Sandböden hingegen können ein Raumgewicht von 1,7 kg/dm³ aufweisen.

3.2.3 GEHALTE NACH IMMISSIONSLAGE

Um den Einfluss der landwirtschaftlichen Hilfsstoffe auszuschliessen wurden in Figur 2 nur die nicht landwirtschaftlich genutzten Standorte berücksichtigt.

Figur 2: Arsengehalte der Oberböden (0-20 cm) nach Immissionslage.



OW = Orientierungswert; M = Median aller

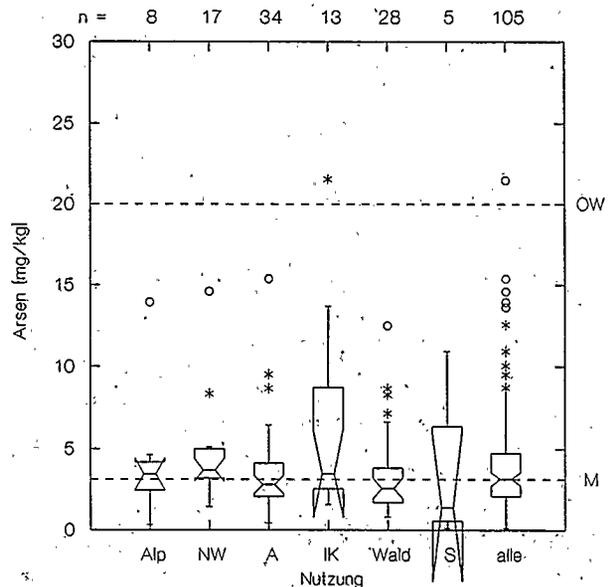
Aufgrund der geringen Probenanzahl in Stadt und Agglomeration ist Figur 2 nicht repräsentativ und eine Beurteilung der Arsengehalte nach Immissionslage nicht möglich. Es ist jedoch zu beachten, dass der Median aller nicht landwirtschaftlich genutzten Standorte mit 2,2 mg/kg um 30,5 % tiefer liegt, als der Median der Gesamtheit der NABO-Standorte (Figur 3).

Eine Ausscheidung der NABO-Standorte nach Siedlungsnähe hat keine Unterschiede des Arsengehaltes zwischen siedlungsnahen und siedlungsfernen Standorten ergeben. Auch Untersuchungen im Kanton St. Gallen zeigten keine Anreicherung von Arsen gegen Siedlungszentren hin (AFU SG, 1996). Eine Berücksichtigung standortnaher Emissionsquellen, wie verschiedene Industriezweige, Feuerungsanlagen usw. ergab ebenfalls keine schlüssigen Ergebnisse.

3.2.4 GEHALTE NACH LANDNUTZUNG UND BEWIRTSCHAFTUNG

Wie bereits in Kapitel 3.2.3 erwähnt, liegt der Median der nicht landwirtschaftlich genutzten Standorte tiefer als derjenige der Gesamtheit aller NABO-Standorte. Dies deutet auf eine Belastung landwirtschaftlich genutzter Böden durch Arsen hin. Die nicht landwirtschaftlich genutzten Standorte umfassen Wald- und Schutzstandorte sowie zwei städtische Parkanlagen. Aus Figur 3 ist ersichtlich, dass Wald- und Schutzstandorte tendenziell einen tieferen Median aufweisen als die übrigen Standortgruppen. Die Anzahl der Schutzstandorte ist jedoch gering und die Arsengehalte dieser Gruppe streuen beträchtlich. Zu den Schutzstandorten gehören die beiden Moorstandorte mit dem gemessenen Tiefstwert von 0,1 mg/kg (Rifferswil) resp. dem Höchstwert von 109,1 mg/kg (St. Moritz).

Figur 3: Arsengehalte der Oberböden (0-20 cm) nach Landnutzung & Bewirtschaftung.

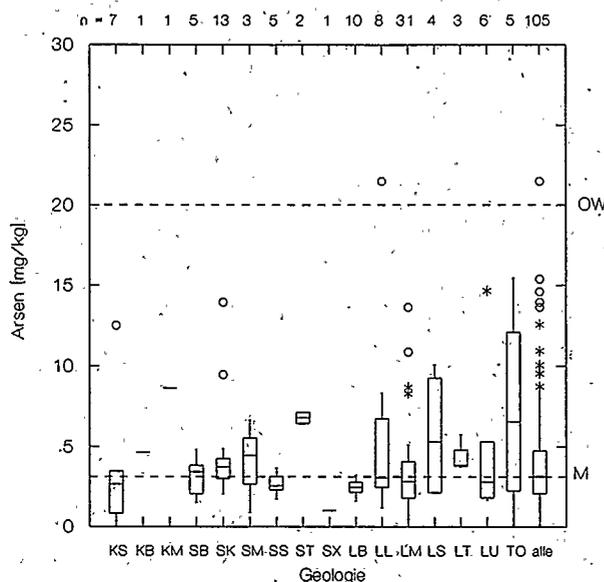


Alp = Alpweide, NW = Natur-/Dauerwiese; A = Ackerbau; IK = Intensivkulturen; S = Schutzkulturen; OW = Orientierungswert; M = Median aller (ausführliche Legende siehe Anhang A)

3.2.5 GEHALTE NACH GESTEIN UND KÖRNUNG

Aufgrund der unterschiedlichen Ausgangsgesteine sind bei den Arsengehalten der Böden regionale Abweichungen zu erwarten. Figur 4 zeigt die Arsengehalte der NABO-Standorte aufgeschlüsselt nach Gesteinstypen.

Figur 4: Arsengehalte der Oberböden (0-20 cm) nach Gestein.



KS = Kristallingestein sauer; KB = Kristallingestein basisch; KM = Metamorphit; SB = Konglomerate und Brekzien; SK = Kalkgestein; SM = Mergelstein; SS = Sandstein; ST = Tongestein; SX = Andere Sedimente; LB = Lockergestein blockig/steinig; LL = Lockergestein lehmig; LM = Lockergestein gemischt; LS = Lockergestein sandig; LT = Lockergestein tonig; LU = Lockergestein schluffig; TO = Torf; OW = Orientierungswert; M = Median aller (ausführliche Legende siehe Anhang A)

Die Mediane liegen zwischen 2,5 (blockig/steiniges Lockergestein) und 8,7 mg/kg (Torf). Da die Aufteilung nach Gesteinstypen bei einigen Gruppen zu tiefen Probenzahlen führt, ist Figur 4 mit Vorsicht zu interpretieren. Tendenziell lässt sich feststellen, dass Böden aus stark verwitterten Gesteinen (z.B. feinkörniges Material) mit geringem Quarzanteil höhere Arsengehalte aufweisen. Hierzu gehören z.B. Tongesteine, Konglomerate/

Brekzien, Kalksteine oder toniges Lockergestein. Böden über quarzitreichem saurem Kristallingestein oder blockig/steinigem Lockergestein dagegen haben relativ tiefe Medianwerte für Arsen. Auch Böden über sandigem Lockergestein sollten demnach tiefe Arsengehalte aufweisen, gilt doch vor allem die Sandfraktion als quarzitreich (Schroeder, 1992). Ein Einfluss des Ausgangsgesteins auf die Arsengehalte wird durch die in Deutschland bestimmten Hintergrundwerte¹ verschiedener Böden untermauert (LABO, 1998). Für Böden über Sandsteinen wurden beispielsweise deutlich tiefere Hintergrundwerte festgestellt, als für Böden mit Kalk- oder Tongestein als Ausgangsmaterialien (Tab.13).

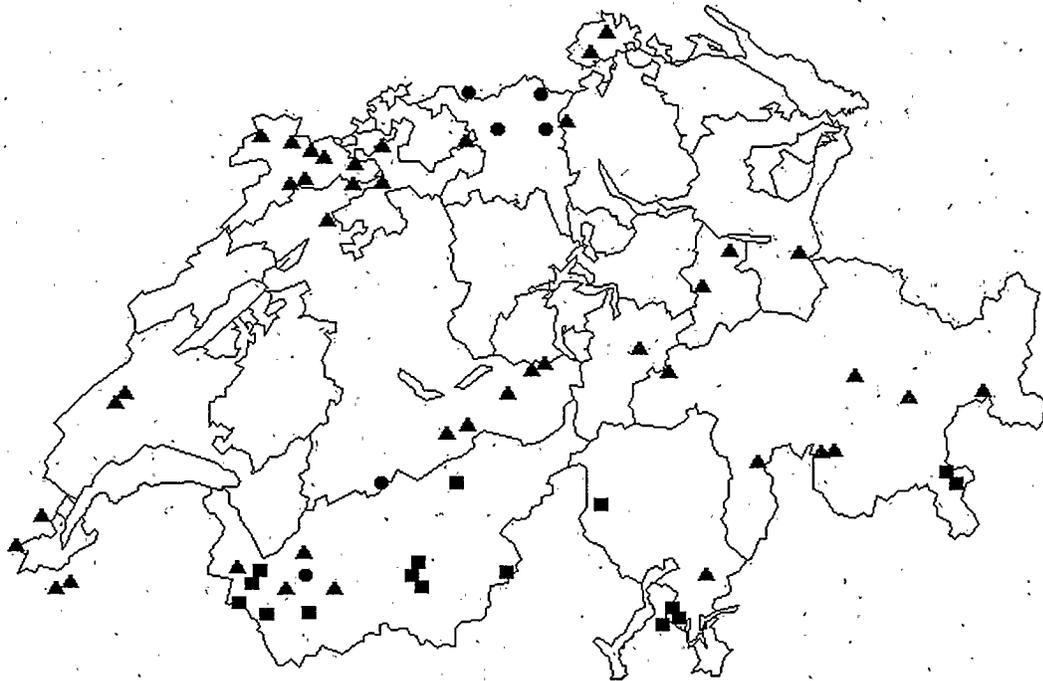
Studien aus Österreich zeigten deutliche geogen bedingte Gehaltsunterschiede. In Oberösterreich fanden sich geringe Arsengehalte in Böden über Kristallingestein und hohe Gehalte in Böden über Kalkalpingestein und Moräne (AooLR, 1993).

In Salzburg hingegen zeigte eine Untersuchung die geringsten Anreicherungen in Kalkalpen und hohe Arsengehalte in der Alpenzwischenzone sowie vor allem im Zentralalpenbereich (Juritsch & Wiener, 1993). Die hohen Werte in Salzburg werden vor allem auf die geologischen Bedingungen und die historische Bergbautradition zurückgeführt (Juritsch & Wiener, 1993).

Auch in der Schweiz wurde vor allem im Tessin und Wallis von geogen resp. durch Bergbau bedingten Arsenanreicherungen berichtet (Pfeifer et al., 1995; Daniel et al., 1998). Die drei wichtigsten natürlichen Arsenvorkommen sind gewisse kristalline Gesteine der Alpen, die Eisenerze im Jura und die Thermalquellen in der Nordschweiz (Pfeifer et al., 1995) (Figur 5).

¹ Hintergrundwerte sind Werte für repräsentative Stoffkonzentrationen nicht spezifisch belasteter Böden.

Figur 5: Natürliche Arsenvorkommen in der Schweiz (nach Pfeifer et al. 1995).



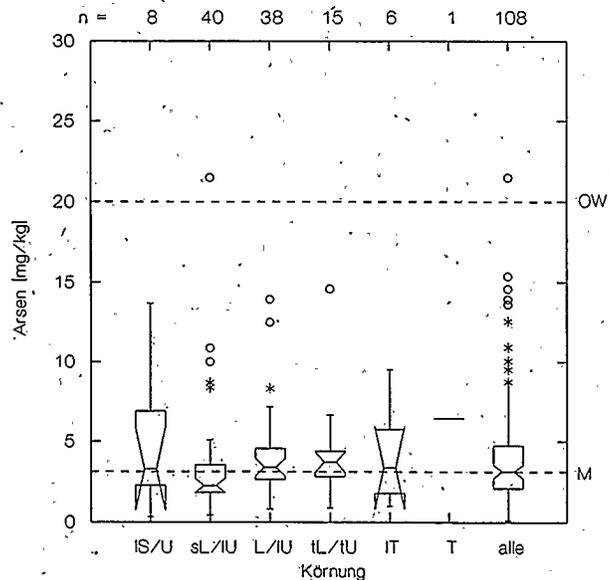
● arsenreiche Thermalquellen ■ Arsenerze (Sulfide, Arsenide) ▲ arsenreiche Eisenerze

Der Einfluss der Körnung der Böden auf den Arsengehalt ist in Figur 6 dargestellt. Die Gehalte sind in Abhängigkeit zum Tongehalt aufgetragen, d.h. die Bodenarten wurden nach Tonanteil zusammengefasst. Somit fallen beispielsweise lehmiger Sand (IS) und Schluff (U) in eine Gruppe. Organische Böden wurden nicht berücksichtigt.

Die Tonfraktion besteht vorwiegend aus Tonmineralien, Metall-Oxiden und -Hydroxiden, welche für die Arsenadsorption eine grosse Bedeutung haben (Kap. 2.4). Vor allem in sauren Böden spielen diese Stoffe eine wichtige Rolle (Sadiq, 1997).

Figur 6 ist aufgrund der Verteilung der unterschiedlichen Probenzahlen nur teilweise aussagekräftig und es kann deshalb nicht eindeutig beurteilt werden, ob die Arsengehalte wie erwartet mit zunehmendem Tongehalt steigen. Eine Gliederung aller Böden nach Gehalten an Eisen- oder Aluminiumoxiden ergab in Bezug auf die Arsengehalte ebenfalls keine schlüssigen Ergebnisse.

Figur 6: Arsengehalte der Oberböden (0-20 cm) nach Körnung.



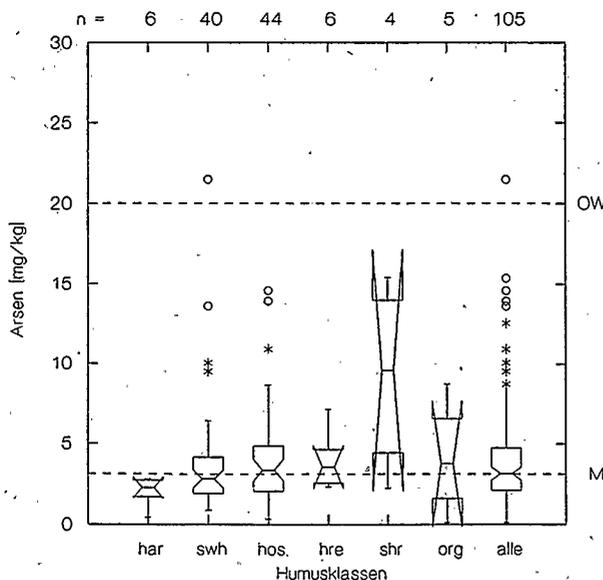
IS = lehmiger Sand; U = Schluff; sL = sandiger Lehm; L = Lehm; IU = lehmiger Schluff; tL = toniger Lehm; tU = toniger Schluff; IT = lehmiger Schluff; T = Ton; OW = Orientierungswert; M = Median aller (ausführliche Legende siehe Anhang A)

3.2.6 GEHALTE NACH HUMUSGEHALT UND BODENACIDITÄT

Der Einfluss von organischem Material in Böden auf die Mobilität von Arsenverbindungen ist bis heute noch unklar. Gemäss Lippke et al. (1997) bilden die Huminstoffe, welche reich an Hydroxyl- und Carboxylgruppen sind, ein wichtiges Reservoir für Arsen in Böden. Auch Tack et al. (1997) erwarten mit zunehmendem organischem Gehalt einen steigenden Totalgehalt von Arsen. Sadiq (1997) hingegen spricht dem organischen Material aufgrund der Ladungsverhältnisse (Huminstoffe können mehrfach negativ geladen sein) eine limitierte Interaktion mit Arsen zu. Polemio et al. (1982) fanden keine Korrelation zwischen Arsen und organischem Material in Böden.

Untersuchungen im Rahmen dieser Studie lassen keine eindeutigen Schlüsse über den Einfluss des Humusgehaltes auf die Arsenkonzentration zu. Figur 7 zeigt keine deutlichen Unterschiede der Mediane der verschiedenen Humusklassen, resp. die Vertrauensintervalle der Mediane (abgeschrägte Boxen) überschneiden sich relativ stark.

Figur 7: Arsengehalte der Oberböden (0-20 cm) nach Humusgehalt.

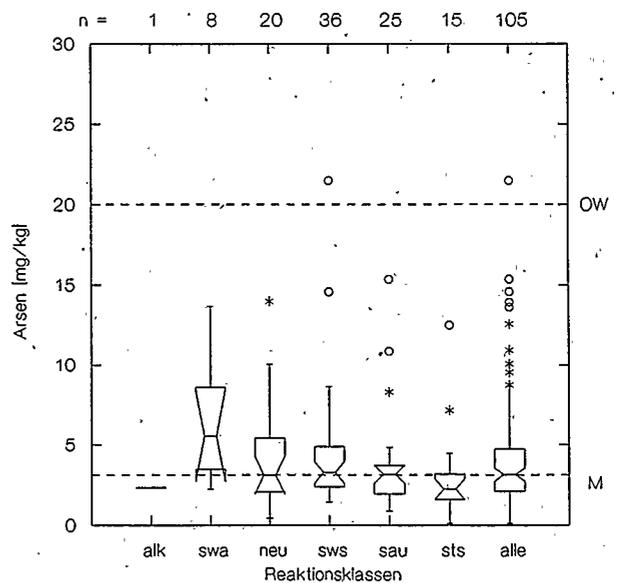


har = humusarm; swh = schwach humos; hos = humos; hre = humusreich; shr = sehr humusreich; org = organisch; OW = Orientierungswert; M = Median aller (ausführliche Legende siehe Anhang A)

Die Aufteilung der Standorte nach Reaktionsklassen lässt keinen direkten Einfluss der Bodenacidität auf die Arsengehalte erkennen. Wie in Figur 8 dargestellt, liegen die Medianwerte der neutralen, schwach sauren sowie sauren Böden alle ungefähr bei 3,2 mg/kg. Über den alkalischen Bereich kann keine Aussage gemacht werden, da die Probenzahl zu gering ist.

Untersuchungen in Salzburg (Juritsch & Wiener, 1993) haben nur unwesentliche Unterschiede zwischen den Pufferbereichen gefunden. Juritsch & Wiener (1993) erwarten die geringsten Werte im Eisenpufferbereich (pH < 3,2). In diesem Bereich wird der pH durch die Auflösung von Fe-Oxiden/-Hydroxiden gepuffert.

Figur 8: Arsengehalte der Oberböden (0-20cm) nach Bodenacidität.



alk = alkalisch; swa = schwach alkalisch; neu = neutral; sws = schwach sauer; sau = sauer; sts = stark sauer; OW = Orientierungswert; M = Median aller (ausführliche Legende siehe Anhang A)

3.2.7 KORRELATION MIT ANDEREN ELEMENTEN

In Tabelle 10 sind die Korrelationskoeffizienten nach PEARSON¹ für die Abhängigkeit zwischen den Arsengehalten und verschiedenen Schwermetallen resp. anderen Bodenkenngrössen aufgelistet. Die engsten Korrelationen mit Arsen liegen für Pb und Eisenoxide vor. Die übrigen Korrelationskoeffizienten sind gering.

¹ Werte für den Pearson'schen Koeffizienten r liegen zwischen -1 und 1 . Bei $r = 0$ besteht keine lineare Abhängigkeit zwischen den Datensätzen, ist $r = 1$ resp. -1 , liegt eine sehr grosse Abhängigkeit vor.

Tabelle 10: Korrelation von Arsengehalten mit verschiedenen Bodenkenngrössen und Schwermetallen.

Element	Cd	Co	Cr	Cu	F	Hg	Ni	Pb	V	Zn
r	0,01	0,04	-0,07	-0,03	-0,01	0,32	0,09	0,53	-0,06	0,10

Kenngrösse	pH CaCl ₂	KAK	Fe-Oxide	Al-Oxide	Ton	Schluff
r	0,04	0,30	0,49	-0,08	-0,10	0,03

KAK = Kationenaustauschkapazität

3.3 VERGLEICH MIT ANDEREN LÄNDERN EUROPAS

Tabelle 11 gibt eine Übersicht über Arsengehalte in verschiedenen Böden Europas. Der Streubereich der Arsenwerte ist gross und reicht von $< 0,1$ bis $393,4$ mg/kg. Die Mittelwerte schwanken zwischen $2,2$ und $41,0$ mg/kg, wobei die Mehrheit der Werte unter dem Orientierungswert nach Kloke (1980) von 20 mg/kg liegen. Juritsch & Wiener (1993) nennen als Normalgehalte für mitteleuropäische Böden einen Bereich von $2 - 20$ mg/kg. Danach weisen 97% der untersuchten NABO-Standorte Normalgehalte auf.

Tabelle 11: Arsengehalte verschiedener Böden Europas und der Schweiz.

Boden	Land / Region	Bereich [mg/kg]	Mittelwert [mg/kg]	Literaturquelle
Podsole und Sandböden	Grossbritannien	5,1 - 6,8	—	Ure et al., 1978 ²
Fluvisol	Bulgarien	3,4	—	Petrov et al., 1979 ²
	Grossbritannien	20 - 30	25	Thornton & Webb, 1975 ²
Böden auf mafischem Gestein	Grossbritannien	5,0 - 8,2	—	Ure et al., 1978 ²
Chernozem (Schwarzerde)	Bulgarien	8,2 - 11,2	8,2	Petrov et al., 1979 ²
Waldböden	Norwegen	0,6 - 5,0	2,2	Låg, 1974 ²
Verschiedene Böden	Bulgarien	2 - 10,4	5,6	Petrov et al., 1979 ²
	Grossbritannien	4 - 95	16,3	Thornton & Webb, 1975 ² ; Ure & Bacon, 1987 ²
	Italien	4 - 197	41	Bini et al., 1988 ²
	Norwegen	0,7 - 8,8	2,5	Steinnes, 1980 ²
Ackerböden	Österreich, Ober-	1,8 - 34,0	7,8	AoöLR, 1993
Grünland	Österreich, Ober-	0,95 - 53,0	10,1	AoöLR, 1993
	Österreich, Salzburg	<0,1 - 393,4		Juritsch & Wiener, 1993
Schweiz				
auf kristallinem Gestein	Catogne, Val d'Arpette		3,8	Woodtli et al., 1985 ¹
	Goppenstein, Lötschental		6,3	Woodtli et al., 1985 ¹
	Fully, Rhonetal		4,4	Woodtli et al., 1985 ¹
	Kl. Nesthorn, Lötschental		6,5	Woodtli et al., 1985 ¹
	Pétoudes, Val du Trient		35	Woodtli et al., 1985 ¹
	Meidbach, Turtmantal		4	Woodtli et al., 1985 ¹
	Fionnay, Val de Bagnes		10	Woodtli et al., 1985 ¹
auf Molasse:	St. Gallen	2,50 - 5,80	3,90 ³	AFU SG, 1996
	Furttal		3,6	Günter, 1992
auf Moräne:	St. Gallen	2,50 - 6,50	3,90 ³	AFU SG, 1996
	Furttal		4,1	Günter, 1992
auf paläozoischem Sediment:	St. Gallen	8,44 - 16,1	12,0 ³	AFU SG, 1996
auf Alluvium:	St. Gallen	5,67 - 17,8	12,0 ³	AFU SG, 1996
	Furttal		7,2	Günter, 1992
auf Schotter:	Furttal		7,1	Günter, 1992
Waldboden	Winferthur, Tösstal		12	Wytttenbach et al., 1990 ¹
Ackerboden	Sessà, Malcantone		72	Bondiotti et al., 1994 ¹

¹ aus Pfeifer et al., 1995² aus Kabata-Pendias & Pendias, 1992³ Median

Auch die in Deutschland bestimmten Hintergrundwerte für verschiedene Böden liegen im Mittel in derselben Größenordnung, zwischen 1 und 12 mg/kg (Tab. 12).

Ein direkter Vergleich der Daten untereinander ist jedoch aufgrund unterschiedlicher Extraktionsmethoden nicht möglich. Die Daten in Tabellen 11 und 12 können somit nur als grobe Orientierungswerte verwendet werden.

Die hohen natürlichen Arsenkonzentrationen, wie sie z.B. im Malcantone (TI) gemessen werden, zeigen, dass die Arsengehalte in unterschiedlichen Regionen stark variieren können. Dies zeigt sich z.B. auch in Öster-

reich. So weist Oberösterreich deutlich geringere Arsengehalte auf als das angrenzende Bundesland Salzburg, wo rund 49 % der untersuchten Standorte den Orientierungswert nach Klöke (1980) von 20 mg/kg überschreiten (Juritsch & Wiener, 1993). Als Ursachen werden die geologischen Bedingungen und der Bergbau aufgeführt. Auch in der Steiermark sind die Arsenwerte teilweise erheblich erhöht (AoöLR, 1993; Juritsch & Wiener, 1993). Die Steiermark ist, wie Salzburg, ein Bundesland mit Anteilen am Zentralalpin.

Tabelle 12: Hintergrundwerte von Arsengehalten (Königswasseraufschluss) in Oberböden nach Ausgangsgestein und Nutzung in Deutschland (Auszug aus: LABO, 1998).

Ausgangsgestein	Nutzung	n	Median [mg/kg]	90. Perzentil [mg/kg]
Sande	Acker	59	2	4
	Wald	164	2	5
Löss	Acker	32	8	10
Geschiebelehm/-mergel	Acker	41	3	4
Mergelstein		36	12	14
Periglazial über Sandstein	Wald	119	5	12
Periglazial über Tongestein	Acker	29	8	16
	Grünland	33	9	16
	Wald	107	10	20
Periglazial über Kalkgestein	Wald	87	9	17
Periglazial über basischen Magmatiten und Metamorphiten	Acker	26	4	8
Hochmoor	--	65	1	3
Niedermoore	--	120	3	10

n = Anzahl Standorte

Periglazial = Ablagerungen im Gletscherrandbereich

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In der vorliegenden Studie wurden alle 105 NABO-Standorte auf ihre Arsengehalte untersucht. Aufgrund der vielfältigen Standortbedingungen in der Schweiz kann daraus kein direkter flächendeckender Bezug hergestellt werden. Dazu müsste das Messnetz durch Ergänzungsuntersuchungen verdichtet werden. Die Querschnittsuntersuchung gibt jedoch einen Überblick über die allgemeine Situation in der Schweiz und erlaubt eine generelle Diskussion über den Einfluss verschiedener Faktoren auf Arsengehalte von Böden.

Aufgrund der Resultate können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die Oberböden (0 – 20 cm) der NABO-Standorte weisen als häufige Arsengehalte Werte zwischen 1,5 und 9,2 mg/kg auf (80 %-Bereich). Vergleichbare Resultate liefert die Untersuchung im Furttal (Günter, 1992). Leicht höhere Gehalte wurden im Kanton St. Gallen gemessen (AFU SG, 1996). Ein Vergleich mit mitteleuropäischen Böden zeigt, dass die gemessenen Arsengehalte überwiegend im Bereich der als Normalgehalte geltenden 2 – 20 mg/kg liegen (Juritsch & Wiener, 1993). Die Spanne der Hintergrundwerte (Median – 90. Perzentil) für Arsen in Deutschland beträgt 1 – 20 mg/kg (Tab. 12). Das NABO-Messnetz bestätigt sich demnach als Vergleichs- resp. Referenzmessnetz für andere Arsenuntersuchungen.
- Der Orientierungswert von 20 mg/kg nach Kloke (1980) wird an drei Standorten überschritten. Böden mit erhöhten Arsengehalten sind hauptsächlich in den Ost- und Südalpen zu finden. Eine Aufteilung der Standorte nach Gesteinstypen ergab keine schlüssigen Ergebnisse. Untersuchungen in den Kantonen Tessin und Wallis zeigten, dass Arsen in Böden verschiedener Regionen natürlich oder durch die Bergbauindustrie in hohen Konzentrationen angereichert werden kann (Pfeifer et al., 1995).
- Die Resultate dieser Studie deuten auf eine Arsenbelastung durch die Landwirtschaft hin. Der Median der nicht landwirtschaftlich genutzten Standorte liegt um 30,5 % tiefer als derjenige aller NABO-Standorte. Der Eintrag von Arsen durch die Landwirtschaft ist durch den Gebrauch von Ersatzprodukten stark zurückgegangen, dennoch kann Arsen noch heute unbeabsichtigt durch die Ausbringung von Klärschlamm und Phosphatdüngemitteln weiter in die Böden gelangen.
- Aufgrund der gewonnenen Resultate scheint der Orientierungswert von 20 mg/kg nach Kloke (1980) für Böden in der Schweiz sinnvoll zu sein. Die in dieser Studie angewendete HNO₃-Total-Extraktion lässt zwar nicht auf das pflanzlich verfügbare Arsen in den untersuchten Böden schliessen, doch dürften die leicht löslichen Konzentrationen deutlich tiefer sein als die gemessenen Totalgehalte. Nur wenige Prozente des Gesamtarsens sind in Böden in wasserlöslicher Form zu finden, es sei denn, der Boden wird mit neu eingebrachten Arsenverbindungen kontaminiert (Lippke et al., 1997). Eine weitergehende Abschätzung der Umweltgefährdung durch Arsen in Böden setzt jedoch Untersuchungen zu dessen Phytotoxizität voraus. In diese Richtung zielt die zur Zeit laufende Dissertation von P. Gulz am Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft, Liebefeld „Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Arsen in kontaminierten Böden“.
- Die vorliegende Querschnittsuntersuchung lässt darauf schliessen, dass die Arsenbelastung von Böden in der Schweiz kein grossflächiges, sondern höchstens ein lokales Problem sein kann. Weiterführende Arsenstudien sind deshalb vor allem bei Verdachtsflächen, also in der Nähe von Eintragsquellen wie

Bergbauindustrie, Holzschutzmittelindustrie, Glasindustrie, Rüstungsindustrie, Stahlindustrie, Kohleverbrennungsanlagen, Halbleiterindustrie oder landwirtschaftlichen Verdachtsflächen vorzunehmen.

- Die vorliegende Studie bestätigt, dass Arsen in der Schweiz kein prioritärer Bo-

denschadstoff ist und deshalb kein Bedarf für einen gesetzlichen Richtwert besteht. Für lokale Untersuchungen dürften die Beurteilungsgrundlagen dieser Studie und die Perzentil- und Hintergrundwerte aus Keller & Desaulles (1999) in den meisten Fällen genügen.

5 LITERATURVERZEICHNIS

- Adriano, D.C., 1986: Trace Elements in the terrestrial Environment. Springer Verlag, New York.
- AFU SG, 1996: Schadstoffbelastung siedlungsnaher Landwirtschaftsböden im Kanton St. Gallen. Baudepartement des Kantons St. Gallen, Amt für Umweltschutz, St. Gallen.
- Aitang, H.; Häni, H., 1983: Dissolving Heavy Metals from Soils with Acids in order to Approximate Total Element Content. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146: 481-493.
- AoöLR, 1993: Oberösterreichischer Bodenkataster: Bodenzustandsinventar 1993. Amt der oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.): Linz.
- Bhumbla, D.K.; Keefer, R.F.: Arsenic Mobilization and Bioavailability in Soils. In: Nriagu, J.O. (Ed.), 1994: Arsenic in the Environment, Part I: Cycling and Characterization. John Wiley and Sons, Inc.
- Buchet, J.P.; Lauwerys, R.: Inorganic Arsenic Metabolism in Humans. In: Chappell, W.R.; Cabernaty, C.O.; Cothorn, C.R. (Eds.), 1994: Arsenic Exposure and Health. Sciences and Technology Letters, Northwood, 181-189.
- BUWAL, 1993: NABO Nationales Bodenbeobachtungsnetz: Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern.
- BUWAL/FAC, 1987: Wegleitung für die Probenahme und Analyse von Schadstoffen im Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Bern. (Korrigierter Nachdruck: Feb. 89).
- Chilvers, D.C.; Peterson, P.J.: Global Cycling of Arsenic. In: Hutchinson, T.C.; Meema, K.M. (Eds.), 1987: Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment. John Wiley and Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Daniel, O., Schlatter, J.; Zimmerli, B., 1998: Arsen in Umwelt, Lebensmitteln und Mensch: Eine Übersicht. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. 89: 123-146.
- FIV, 1995: Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung) vom 26. Juni 1995. SR 817.021.23.
- Gini, G.F., 1994: L'estrazione mineraria nel Malcantone e l'impatto delle sostanze nocive sul suolo. Sezione dell' Agricoltura, Ufficio della Pianificazione Agricola, Bellinzona.
- Gulz, P.; S.K. Gupta; 1999: Arsenakkumulation verschiedener Nutzpflanzen in Nährlösung. Bulletin BGS 23. Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale LMZ (Hrsg.), Zollikofen.
- Günter, M., 1992: Ausmass des Arsengehaltes in repräsentativen Böden der Schweiz. Diplomarbeit, Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich.
- Hapke, H.-J.: Metallbelastungen von Futter- und Lebensmitteln, Akkumulationen in der Nahrungskette. In: Merian, E. (Ed.), 1984: Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Verlag Chemie GmbH, Weinheim.
- Jordan, R., 1994: Zur Adsorption von Arsen an Tonminerale, natürliche Eisenverbindungen, Sande und Tone. Dissertation, Lehrst. F. Angew. Mineralogie u. Geochemie, TU München.
- Juritsch, G.; Wiener, L., 1993: Salzburger Bodenzustandsbericht. Amt der Salzburger Landesregierung (Hrsg.), Salzburg.

- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H., 1992: Trace Elements in Soils and Plants. 2nd Edition. CRC Press, Inc., Florida.
- Keller, Th.; Desaulles, A., 1999: Schadstoffgehalte in Böden der Schweiz 1990-1999. Umweltmaterialien. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern (im Druck).
- Kloke, A., 1980: Richtwerte'80 – Orientierungswerte für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. VDLÜFA-Mitteilungen.
- Koch, R., 1989: Umweltchemikalien – Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. VCH Verlags-AG, Basel.
- LABO, 1998 (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. In: Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harress, H.-M.; Bachmann, G. (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz, Kennziffer 9006. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Lipke, G.; Mang, V.; Krippendorf, A.; Lippert, E., 1997: Arsen-Verbindungen in Böden – ökologische Aspekte. Terra Tech 2: 58-64.
- NAS (National Academy of Sciences), 1977: Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants: Arsenic. Washington, D.C.
- NZZ, 1998: Arsen – Wundermittel oder Sorgenkind? Neue Zürcher Zeitung vom 7. Januar 1998, Nr. 4.
- O'Neill, P.: Arsenic. In: Alloway, B.J. (Ed.), 1995: Heavy Metals in Soils. Second edition. Blackie Academic and Professional, Glasgow.
- Peterson, P.J.; Benson, L.M.; Zieve, R.: Metalloids. In: Lepp, N.W. (Ed.), 1981: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants, Vol. 1: Effects of Trace Metals on Plant Function. Applied Science Publishers, London.
- Pfeifer, H.-R.; Hansen, J.; Hunziker, J.; Rey, D.; Schafer, M.; Serneels, V., 1995: Arsenic in Swiss soils and waters and their relation to rock composition and mining activities. Proceedings of the Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Paris, May 1995 (in print).
- Polemio, M.; Bufo, S.A.; Senesi, N., 1982: Minor elements in south-east Italy soils. Plant and Soil 69: 57-66.
- Römpp, 1990-1991: Chemie Lexikon. 9. Auflage. Band 3-4. Jürgen F.; Regitz, M. (Eds.), Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harress, H.-M.; Bachmann, G. (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz: Schmidt Verlag, Berlin, Stand: Juli 1999.
- Sadiq, M., 1997: Arsenic Chemistry in Soils: An Overview of Thermodynamic Predictions and Field Observations. Water, Air and Soil Pollution 93: 117-136.
- Samanta, G.; Mandal, B.K.; Roy Chowdhury, T.; Biswas, B.K.; Chowdhury, U.K.; Basu, G.K.; Chanda, C.R.; Lodh, D.; Saha, K.C.; Chakraborti, D.: Arsenic in groundwater and sufferings of people in eight districts of West Bengal, India. In: Wenzel, W.W.; Adriano, D.C.; Alloway, B.; Doner, H.E.; Keller, C.; Lopp, N.W.; Mench, M.; Naidu, R.; Pierzynski, G.M., 1999: Proceedings of extended abstracts, 5th international conference on the biogeochemistry of trace elements, volume 1, Vienna.
- Savory, J.; Wills, M.R.: Arsen. In: Merian, E. (Ed.), 1984: Metalle in der Umwelt – Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Verlag Chemie GmbH, Weinheim.
- Schroeder, D. 1992: Bodenkunde in Stichworten. 5. Auflage. Ferdinand Hirt Verlag, Berlin.

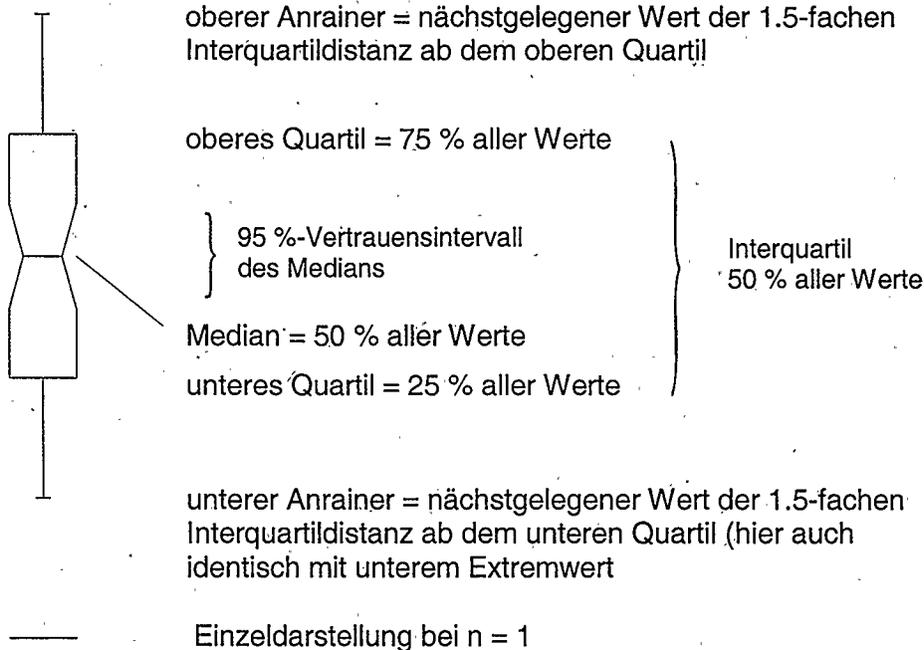
- Shoty, W., 1996: Natural and Anthropogenic Enrichments of As, Cu, Pb, Sb and Zn in Ombrotrophic versus Minerotrophic Peat Bog Profiles, Jura Mountains, Switzerland. *Water, Air and Soil Pollution* 90: 375-405.
- Smith, E.; Naidu, R.; Alston, A.M., 1998: Arsenic in the Soil Environment: A Review. *Advances in Agronomy* 64: 149-195.
- Squibb, K.S.; Fowler, B.A.: The Toxicity of Arsenic and its Compounds. In: Fowler, B.A. (Ed.), 1983: *Biological and Environmental Effects of Arsenic*. Elsevier Science Publishers B.V.
- StöV, 1986: Verordnung über umweltgefährdende Stoffe vom 9. Juni 1986. SR 814.013.
- SZ, 1998: Das Gift, das aus dem Brunnen steigt. *Süddeutsche Zeitung* vom 23. Oktober 1998.
- Tack, F.M.G.; Verloo, M.G.; Vanmechelen, L.K.; Van Ranst, E., 1997: Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium). *Sci. Total Environ.* 201: 113-123.
- Thornton, I.: Sources and Pathways of Arsenic in the Geochemical Environment: Health Implications. In: Appleton, J.D.; Fuge, R.; McCall, G.J.H. (Eds.), 1996: *Environmental Geochemistry and Health*. Geological Society Special Publication No. 113.
- Truninger, E., 1922: Arsen als natürliches Bodengift in einem schweizerischen Kulturboden der Erzmatte bei Buus (Baselland). *Landw. Jahrbuch der Schweiz*.
- USG, 1983: Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983. SR 814.01.
- Van der Veen, N.G.; Keukens, H.J.; Vos, G., 1985: Comparison of Ten Digestion Procedures for the Determination of Arsenic in Soils by Hydride-Generation Atomic Absorption Spectrometry. *Anal. Chim. Acta* 171: 285-291.
- Vather, M.: Metabolism of Arsenic. In: Fowler, B.A. (Ed.), 1983: *Biological and Environmental Effects of Arsenic*. Elsevier Science Publishers B.V.
- VBBö, 1998: Verordnung über Belastungen des Bodens vom 1. Juli 1998. SR 814.12.
- Wedepohl, K.H.: Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle. Ressourcen. In: Merian, E. (Ed.), 1984: *Metalle in der Umwelt – Verteilung, Analytik und biologische Relevanz*. Verlag Chemie GmbH, Weinheim.
- Woolson, E.A.: Emissions, Cycling and Effects of Arsenic in Soil Ecosystems. In: Fowler, B.A. (Ed.), 1983: *Biological and Environmental Effects of Arsenic*. Elsevier Science Publishers B.V.
- Yan-Chu, H.: Arsenic distribution in Soils. In: Nriagu, J.O. (Ed.), 1994: *Arsenic in the Environment. Part I: Cycling and Characterization*. John Wiley and Sons, Inc., 1994.

6 ANHÄNGE

Anhang A Erläuterungen zu den Kastendiagrammen und Abkürzungen zu den Figuren

Legende zu den Symbolen der Kastendiagramme:

- extremer Ausreisser gegen oben
(oberer Extremwert = 100 % aller Werte)
- * Ausreisser gegen oben = Werte zwischen 1.5-fachen und 3-fachen Interquartildistanz ab dem oberen Quartil



Die Abkürzungen in den Figuren 2 bis 4 und 6 bis 8 bedeuten:

Allgemein:

OW Orientierungswert 20 mg/kg (Kloke, 1980)

Nutzungsklassen:

- NW Natur-/Dauerwiese
- A Ackerbau
- IK Intensivkulturen Reb-, Obst- und Gemüsebau inkl. zwei Parkanlagen
- S Schutzstandorte Gewässer- und Naturschutzstandorte

Gesteinsklassen:

KS	Kristallingestein sauer	Granite, Quarze u.a.
KB	Kristallingestein basisch	Serpentine, Amphibolite
KM	Metamorphit	Schiefer u.a.
SB	Konglomerate/Brekzien	Nagelfluh u.a.
SK	Kalkgestein	Kalke und Dolomite
SM	Mergelstein	Bündnerschiefer u.a.
SS	Sandstein	Molasse- Flyschsandsteine u.a.
ST	Tongestein	Opalinuston u.a.
SX	Andere Sedimente	Gips
LB	Lockergestein blockig/steinig	Gehängeschutt, Schotter u.a.
LL	Lockergestein lehmig	Grundmoräne, Hang-, Seebodenlehme u.a.
LM	Lockergestein gemischt	Oberflächenmoräne, Alluvium u.a.
LS	Lockergestein sandig	Kolluvium, Alluvium u.a.
LT	Lockergestein tonig	Seetone u.a.
LU	Lockergestein schluffig (siltig)	Löss, Lösslehm u.a.
TO	Torf:	Moore

Humusklassen:

har	humusarm	0,1	-	1,9 %	Humus
swh	schwach humos	2,0	-	4,9 %	Humus
hos	humos	5,0	-	9,9 %	Humus
hre	humusreich	10,0	-	19,9 %	Humus
shr	sehr humusreich	20,0	-	29,9 %	Humus
org	organisch	30,0	-	100,0 %	Humus

Reaktionsklassen:

		<u>pH H₂O</u>	<u>pH CaCl₂</u>
sta	stark alkalisch	8,3 - 14,0	8,3 - 14,0
alk	alkalisch	7,7 - 8,2	7,7 - 8,2
swa	schwach alkalisch	7,3 - 7,6	6,8 - 7,6
neu	neutral	6,8 - 7,2	6,2 - 6,7
sws	schwach sauer	5,9 - 6,7	5,1 - 6,1
sau	säuer	5,3 - 5,8	4,3 - 5,0
sts	stark sauer	1,0 - 5,2	1,0 - 4,2

Körnungsklassen:

		<u>Ton (%)</u>	<u>Schluff (%)</u>
IS	lehmiger Sand	5 - 10	< 50
sL	sandiger Lehm	10 - 20	< 50
L	Lehm-Boden	20 - 30	< 50
tL	toniger Lehm	30 - 40	< 50
IT	lehmiger Ton	40 - 50	< 50
T	Ton-Boden	> 50	< 50
IU	lehmiger Schluff	10 - 30	> 50
tU	toniger Schluff	> 30	> 50
U	Schluff	0 - 10	> 50

Anhang B Arsengehalte nach Einflussfaktoren

Tabelle 13: Zusammenstellung der Arsengehalte nach Einflussfaktoren.

Standorte	Proben	Median	Min.	Max.	Häufige Gehalte (80 %-Bereich)	Typische Gehalte (50 %-Bereich)
	[n]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Total	105	3,2	0,1	109,1	1,5 - 9,2	2,1 - 4,9
IMMISSIONSLAGE:						
(ohne landw. Nutzung)						
Stadt	2	11,6	1,6	21,6	—	—
Agglomeration	4	2,0	1,5	2,2	1,6 - 2,2	1,7 - 2,1
Land	29	3,1	0,1	109,1	1,0 - 9,1	1,7 - 4,4
Alle	35	2,2	0,1	109,1	1,0 - 10,0	1,6 - 2,2
NUTZUNG:						
Alpweide (Alp)	8	3,4	0,3	14,0	1,7 - 7,4	2,5 - 4,0
Natur-/Dauerwiese (NW)	17	3,8	1,5	86,9	2,3 - 10,9	3,4 - 5,1
Ackerland (A)	34	2,8	0,4	15,4	1,8 - 6,2	2,1 - 4,1
Intensivkulturen (IK)	13	3,5	1,6	21,6	2,1 - 13,0	2,5 - 8,7
Wald	28	2,6	0,8	12,6	1,1 - 7,5	1,7 - 3,8
Schutzstandorte (S)	5	1,8	0,1	109,1	0,5 - 69,8	1,0 - 10,9
GESTEIN:						
Kristallingest. sauer (KS)	7	3,1	0,3	86,9	0,6 - 42,3	1,5 - 8,0
Kristallingest. basisch (KB)	1	4,6	—	—	—	—
Metamorphit (KM)	1	8,6	—	—	—	—
Konglomerate/Brekzien (SB)	5	3,4	1,5	4,8	1,7 - 4,4	2,1 - 3,8
Kalkstein (SK)	13	3,7	2,0	14,0	2,4 - 8,6	3,0 - 4,2
Mergel (SM)	3	4,4	0,9	6,6	—	—
Sandstein (SS)	5	2,6	1,8	3,7	2,0 - 3,5	2,3 - 3,1
Tongestein (ST)	2	6,8	6,4	7,1	—	—
Andere Sedimente (SX)	1	1,0	—	—	—	—
Lockergestein blockig (LB)	10	2,5	1,6	3,2	1,8 - 3,2	2,2 - 2,8
Lockergestein lehmig (LL)	8	3,1	1,2	21,6	2,0 - 12,3	2,5 - 5,9
Lockergest. gemischt (LM)	31	2,8	0,4	13,7	1,5 - 8,3	1,8 - 4,1
Lockergestein sandig (LS)	4	5,3	2,1	10,1	2,1 - 9,6	2,2 - 8,8
Lockergestein tonig (LT)	3	3,9	3,7	5,7	—	—
Lockergest. schluffig (LU)	6	2,8	1,7	14,7	1,8 - 10,0	1,9 - 4,9
Torf (TO)	5	8,7	0,1	109,1	1,8 - 71,6	4,4 - 15,4
KÖRNUNG:						
lehmiger Sand/Schluff (IS/U)	8	3,3	0,4	13,7	1,7 - 10,0	2,3 - 6,1
s. Lehm/l. Schluff (sL/IU)	40	2,4	0,4	86,9	1,7 - 8,8	1,9 - 3,7
Lehmboden/l. Schluff (L/IU)	38	3,4	0,8	12,6	1,5 - 7,5	2,4 - 4,4
toniger Lehm/t. Schluff (tL/IU)	15	3,7	0,9	14,7	2,1 - 6,0	2,8 - 4,4
lehmiger Ton (IT)	6	3,4	1,0	9,5	1,4 - 7,7	1,9 - 5,4
Tonboden (T)	1	6,5	—	—	—	—
HUMUSKLASSE:						
humusarm (här)	6	2,3	0,4	2,8	1,1 - 2,8	1,8 - 2,6
schwach humos (swh)	40	2,8	0,9	21,6	1,6 - 6,8	1,9 - 4,2
humos (høs)	44	3,4	0,3	86,9	1,5 - 8,7	2,1 - 4,9
humusreich (hre)	6	3,5	2,3	7,1	2,4 - 5,9	2,7 - 4,4
sehr humusreich (shr)	4	9,6	2,2	15,4	3,6 - 14,6	5,5 - 13,3
organisch (org)	5	4,4	0,1	109,1	1,3 - 68,9	3,1 - 8,7
REAKTIONSKLASSE:						
alkalisch (alk)	1	2,35	—	—	—	—
schwach alkalisch (swa)	8	5,6	2,2	13,7	2,6 - 10,2	3,9 - 8,5
neutral (neu)	20	3,1	0,4	14,0	1,0 - 9,6	2,1 - 4,9
schwach sauer (sws)	36	3,4	1,5	86,9	1,8 - 8,5	2,4 - 5,0
sauer (sau)	25	3,4	0,9	109,1	1,5 - 9,9	2,1 - 3,7
stark sauer (sts)	15	2,2	0,1	12,6	0,5 - 6,1	1,6 - 3,2

Anhang C Standortdaten der 105 NABO-Standorte

Tabelle 14: Standortdaten der 105 NABO-Standorte und der Arsengehalte im Oberboden (0 - 20 cm).

Stao Nr	Gemeinde	Kt.	Höhe [müM]	Nutzung	Gestein	Boden- art	Humus- klasse	pH- Klasse	As-HNO ₃ [mg/kg]
1	Ettenhausen	TG	537	Dauerwiese	Lockergest. bl./st.	tL	humos	neutral	2,2
2	Zürich	ZH	668	Wald (Nadel)	Lockergest. gemischt	L	sw. humos	sauer	1,8
3	Payerne	VD	488	Ackerbau	Lockergest. gemischt	sL	humusarm	neutral	0,4
4	Conthey	VS	478	Ostanlage	Lockergest. blockig	IS	humos	sw. alkal.	8,5
5	La Neuveville	BE	475	Rebbau	Lockergest. gemischt	IS	humusarm	alkalisch	2,4
6	Grindelwald	BE	1'915	Alpweide	Sandstein	tL	h. reich	st. sauer	2,6
7	Oberstammheim	ZH	581	Wald (Nadel)	Lockergest. gemischt	L	humos	sauer	3,5
8	Rothenfluh	BL	695	Wald (Laub)	Kalkstein	tL	humos	neutral	3,8
9	Binningen	BL	324	Ackerbau	Lockergest. schluffig	sL	humusarm	sw. sauer	2,2
10	Gais	AR	935	Dauerwiese	Konglomerat/Brekzie	L	humos	sauer	4,8
11	La Sarraz	VD	515	Ackerbau	Lockergest. gemischt	L	sw. humos	neutral	2,8
12	Aristau	AG	380	Schutzstao	Lockergest. gemischt	IT	humos	sauer	1,8
13	Wiedlisbach	BE	455	Ackerbau	Lockergest. gemischt	sL	sw. humos	sw. sauer	1,8
14	Dübendorf	ZH	440	Ackerbau	Lockergest. bl./st.	sL	sw. humos	sw. alkal.	2,2
15	Ins	BE	433	Ackerbau	Torf	IT	organisch	neutral	4,4
16	Mühlebach	VS	1'220	Dauerwiese	Lockergest. lehmig	sL	humos	sw. sauer	8,4
17	Niedermuhlern	BE	945	Ackerbau	Lockergest. lehmig	sL	sw. humos	sw. sauer	2,4
18	Langenthal	BE	525	Wald (Nadel)	Lockergest. schluffig	IU	humos	st. sauer	1,7
19	Wettingen	AG	685	Wald (Laub)	Mergel	tL	sw. humos	sauer	0,9
20	Roggwil	TG	460	Obstanlage	Lockergest. lehmig	L	sw. humos	sw. sauer	2,6
21	Köniz	BE	565	Ackerbau	Lockergest. bl./st.	sL	sw. humos	sw. sauer	1,8
22	Staffelbach	AG	675	Wald (Nadel)	Sandstein	sL	humos	st. sauer	3,1
23	Möhliln	AG	343	Ackerbau	Lockergest. schluffig	sL	sw. humos	sw. sauer	1,8
24	Niederlenz	AG	387	Wald (Laub)	Lockergest. bl./st.	sL	sw. humos	sauer	2,2
25	Schleitheim	SH	545	Ackerbau	Tongestein	T	sw. humos	neutral	6,5
26	Avully	GE	428	Ackerbau	Lockergest. bl./st.	sL	humusarm	neutral	2,8
27	Jussy	GE	505	Wald (Laub)	Lockergest. gemischt	L	sw. humos	sauer	1,5
28	Leuggern	AG	465	Ackerbau	Lockergest. gemischt	sL	sw. humos	sw. sauer	1,9
29	Eschenbach	LU	450	Dauerwiese	Lockergest. gemischt	tL	sw. humos	sw. sauer	4,9
30	Ebikon	LU	635	Dauerwiese	Sandstein	sL	sw. humos	sauer	2,3
31	Coffrane	NE	775	Ackerbau	Lockergest. bl./st.	L	sw. humos	sw. sauer	3,2
32	La Brévine	NE	1'215	Alpweide	Kalkstein	IT	h. reich	sauer	2,3
33	Mollis	GL	431	Dauerwiese	Lockergest. schluffig	tU	humos	sw. sauer	14,7
34	Elm	GL	1'880	Alpweide	Sandstein	tL	humos	sauer	3,7
35	Le Cerneux-Peq.	NE	1'093	Dauerwiese	Kalkstein	L	humos	sw. sauer	4,9
36	Hochdorf	LU	500	Ackerbau	Lockergest. gemischt	L	sw. humos	sw. sauer	4,0
37	Ependes	FR	735	Dauerwiese	Lockergest. gemischt	sL	sw. humos	sw. sauer	3,6
38	Koppigen	BE	478	Ackerbau	Lockergest. gemischt	L	humos	sw. sauer	2,3
39	Kiesen	BE	534	Ackerbau	Lockergest. bl./st.	L	humos	neutral	2,7
40	St. Cierges	VD	851	Wald (Nadel)	Sandstein	sL	humos	st. sauer	1,8
41	Kyburg-Buchegg	SO	464	Dauerwiese	Lockergest. lehmig	L	sw. humos	sauer	3,4
42	Galmwald	FR	580	Wald (Laub)	Lockergest. sandig	sL	sw. humos	sauer	2,2
43	Orbe	VD	622	Wald (Laub)	Lockergest. gemischt	sL	humos	st. sauer	1,9
44	Hendschiken	AG	417	Ackerbau	Lockergest. bl./st.	sL	sw. humos	sw. sauer	2,7
45	Alpthal	SZ	1'180	Wald (Nadel)	Mergel	tL	s. h. reich	sw. sauer	6,6
46	Vallon	FR	439	Ackerbau	Lockergest. tonig	IT	sw. humos	sw. alkal.	5,8
47	Davos	GR	1'655	Wald (Nadel)	Kristallingest. 'sauer'	IS	organisch	st. sauer	3,1
48	Oberriet	SG	409	Ackerbau	Torf		s. h. reich	sauer	15,4
49	Unterschächen	UR	1'100	Dauerwiese	Lockergest. gemischt	tL	humos	sauer	3,6
50	Realp	UR	2'120	Alpweide	Kristallingest. 'sauer'	IS	humos	st. sauer	0,4

Stao Nr.	Gemeinde	Kt.	Höhe [müM]	Nutzung	Gestein	Boden- art	Humus- klasse	pH- Klasse	As-HNO ₃ [mg/kg]
51	Wartau	SG	464	Kons.gemüse	Lockergest. gemischt	IS	sw. humos	sw. alkal.	13,7
52	Krummenau	SG	1'338	Alpweide	Kalkstein	L	humos	neutral	14,0
53	Gempen	SO	626	Ackerbau	Kalkstein	IT	sw. humos	neutral	9,5
54	Zuzwil	BE	557	Ackerbau	Lockergest. gemischt	sL	sw. humos	neutral	1,1
55	Nyon	VD	440	Rebbau	Lockergest. lehmig	L	humusarm	sw. alkal.	2,7
56	Trub	BE	998	Ackerbau	Mergel	IU	humos	sauer	2,1
57	St. Stephan	BE	1'030	Schutzstao	Andere Sedimente	IT	humos	neutral	1,0
58	Mels	SG	910	Wald (Nadel)	Tongestein	L	h. reich	st. sauer	7,2
59	Dällikon	ZH	425	Frischgernüse	Lockergest. gemischt	L	humos	neutral	3,4
60	Entlebuch	LU	955	Dauerwiese	Lockergest. gemischt	sL	humos	sw. sauer	1,5
61	Winterthur	ZH	445	andere Nutz.	Lockergest. bl./st.	L	sw. humos	sauer	1,6
62	Bettlach	SO	1'065	Wald (Laub)	Kalkstein	tU	humos	sw. sauer	3,1
63	Oensingen	SO	450	Ackerbau	Lockergest. tonig	tL	sw. humos	sw. sauer	3,7
64	Duggingen	BL	375	Obstanlage	Kalkstein	tL	humos	neutral	2,1
65	Cornol	JU	482	Ackerbau	Lockergest. schluffig	IU	sw. humos	sw. sauer	3,5
66	St. Ursanne	JU	540	Wald (Laub)	Kalkstein	tL	h. reich	neutral	3,8
67	Method	VD	432	Frischgernüse	Torf		organisch	sw. alkal.	8,7
68	Etoy	VD	435	Ackerbau	Lockergest. gemischt	sL	sw. humos	sw. sauer	2,6
69	Attalens	FR	818	Dauerwiese	Konglomerat/Brekzie	L	humos	sw. sauer	3,8
70	Disentis	GR	1'105	Dauerwiese	Kristallingest. 'sauer'	sL	humos	sw. sauer	86,9
71	Lohn	GR	1'818	Alpweide	Kalkstein	L	humos	sauer	3,7
72	Bivio	GR	2'118	Alpweide	Kristallingest. 'bas.'	L	h. reich	sauer	4,6
73	Alvaneu	GR	1'560	Wald (Nadel)	Lockergest. gemischt	L	humos	sauer	8,3
74	Mörschwil	SG	526	Dauerwiese	Lockergest. gemischt	tL	humos	sw. sauer	5,1
75	Zernez	GR	2'400	Schutzstao	Lockergest. gemischt	sL	humos	sauer	10,9
76	Sent	GR	1'690	Wald (Nadel)	Lockergest. gemischt	sL	humos	sauer	2,9
77	Paspels	GR	830	Ackerbau	Lockergest. gemischt	IU	sw. humos	neutral	4,1
78	Igis-Landquart	GR	532	Ackerbau	Lockergest. gemischt	IU	humos	neutral	8,7
79	Pailly	VD	684	Ackerbau	Sandstein	sL	humusarm	sw. sauer	1,7
80	Chevènez	JU	538	Ackerbau	Kalkstein	IU	sw. humos	sw. sauer	2,8
81	Gsteig	BE	1'355	Wald (Nadel)	Mergel	L	humos	st. sauer	4,4
82	Kappelen	BE	441	Wald (Laub)	Lockergest. bl./st.	sL	humos	neutral	2,1
83	Wald	ZH	1'040	Wald (Nadel)	Konglomerat/Brekzie	L	humos	st. sauer	1,5
84	Rifferswil	ZH	597	Schutzstao	Torf		organisch	st. sauer	0,1
85	Frauenfeld	TG	383	Wald (Laub)	Lockergest. gemischt	IU	humos	neutral	1,0
86	Lützelflüh	BE	618	Ackerbau	Lockergest. gemischt	sL	sw. humos	sw. sauer	1,9
87	Klarsreüti	TG	559	Ackerbau	Lockergest. gemischt	L	sw. humos	sw. sauer	3,8
88	L'Abbaye	VD	1'358	Wald (Nadel)	Kalkstein	L	h. reich	sw. sauer	3,3
89	St. Moritz	GR	1'825	Schutzstao	Torf		organisch	sauer	109,1
90	Sta. Märia i.C.	GR	1'245	Wald (Nadel)	Kristallingest. 'sauer'	IS	s. h. reich	st. sauer	2,2
91	Campo	TI	1'517	Wald (Nadel)	Kristallingest. 'sauer'	L	humos	st. sauer	0,8
92	Novaggio	TI	1'080	Wald (Laub)	Kristallingest. 'sauer'	L	s. h. reich	st. sauer	12,6
93	Marthalen	ZH	405	Wald (Laub)	Lockergest. lehmig	L	sw. humos	sauer	1,2
94	S. Antonino	TI	209	Frischgernüse	Lockergest. sandig	sL	sw. humos	neutral	10,1
95	Coldrerio	TI	336	Ackerbau	Lockergest. lehmig	L	sw. humos	sw. sauer	5,1
96	Gudo	TI	265	Rebbau	Kristallingest. 'sauer'	IS	humos	sauer	3,5
97	Lugano	TI	273	andere Nutz.	Lockergest. lehmig	sL	sw. humos	sw. sauer	21,6
98	Erstfeld	UR	455	Dauerwiese	Lockergest. gemischt	sL	humos	sw. sauer	5,1
99	Visp	VS	830	Wald (Nadel)	Metamorphit	sL	humos	sw. sauer	8,7
100	St. Martin	VS	2'340	Alpweide	Lockergest. bl./st.	sL	humos	st. sauer	3,2
101	Chamoson	VS	730	Rebbau	Kalkstein	sL	sw. humos	sw. alkal.	4,3
102	Vouvry	VS	379	Ackerbau	Lockergest. schluffig	U	sw. humos	sw. alkal.	5,3
103	Härkingen	SO	431	Ackerbau	Lockergest. tonig	tL	sw. humos	sw. sauer	3,9
104	Küssnacht	SZ	1'025	Dauerwiese	Konglomerat/Brekzie	L	humos	sauer	3,4
105	Savagnier	NE	1'138	Dauerwiese	Lockergest. sandig	L	humos	sw. sauer	3,0

Schriftenreihe der FAL

Les cahiers de la FAL

Nr.	Titel	Sprache	Preis (sFr.)
22	Vanadium in Böden der Schweiz / Le vanadium dans les sols en Suisse (1997) (Thomas Keller und André Desaulles)	D	20.—
23	Flächenbezogene Bodenbelastung mit Schwermetallen durch Klärschlamm Epanchage de boues d'épuration et contamination des sols par les métaux lourds (1997) (Thomas Keller und André Desaulles)	D	20.—
24	Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden Cartographie et estimation des sols agricoles (1997) (Johann Brunner, Friedrich Jäggli, Jakob Nievergelt, Karl Peyer)	D	50.—
25	Relevance of biogenically emitted trace gases for the ozone production in the planetary boundary layer in Central Europe (1997) (Thomas Staffelbach und Albrecht Neftel)	E	30.—
26	Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials Emissions d'ammoniac en Suisse: Amplitude et évaluation technique du potentiel de réduction (1997) (Harald Menzi, Rainer Frick und Robert Kaufmann)	D	30.—
27	Methodenbuch für Boden-, Pflanzen- und Lysimeterwasser-Untersuchungen Manuel pour l'analyse des sols, des plantes et de l'eau de percolation lysimétrique (1998) (Rosmarie Hort, Satish Gupta und Heinz Häni)	D	50.—
28	Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995 Bilan des éléments nutritifs dans l'agriculture suisse pour les années 1975 à 1995 (1999) (Ernst Spiess)	D	30.—
29	Marktanalyse für Faserprodukte aus Chinaschilf, Flachs, Hanf und Kenaf in der Schweiz Analyse de marché pour des produits en fibre issus du roseau de chine, du lin à fibre, du chanvre et du kenaf en Suisse (1999) (Joachim Sell und Vito Mediavilla)	D	30.—
30	Wirkung erhöhter UV-B-Strahlung auf landwirtschaftliche Kulturpflanzen und Risikoabschätzung für die Schweiz Effet des rayons UV-B élevés sur des plantes agricoles et évaluation des risques pour la Suisse Impact of enhanced UV-B radiation on crops, and risk assessment for Switzerland (1999) (Christoph Haldemann)	D	30.—
31	Landschaftsökologie und Artenvielfalt in der Landwirtschaft FAL-Tagung vom 28. Januar 2000	D	20.—
32	Arsen in Böden der Schweiz L'arsenic dans les sols en Suisse (Kajsa Knecht, Thomas Keller und André Desaulles)	D	20.—