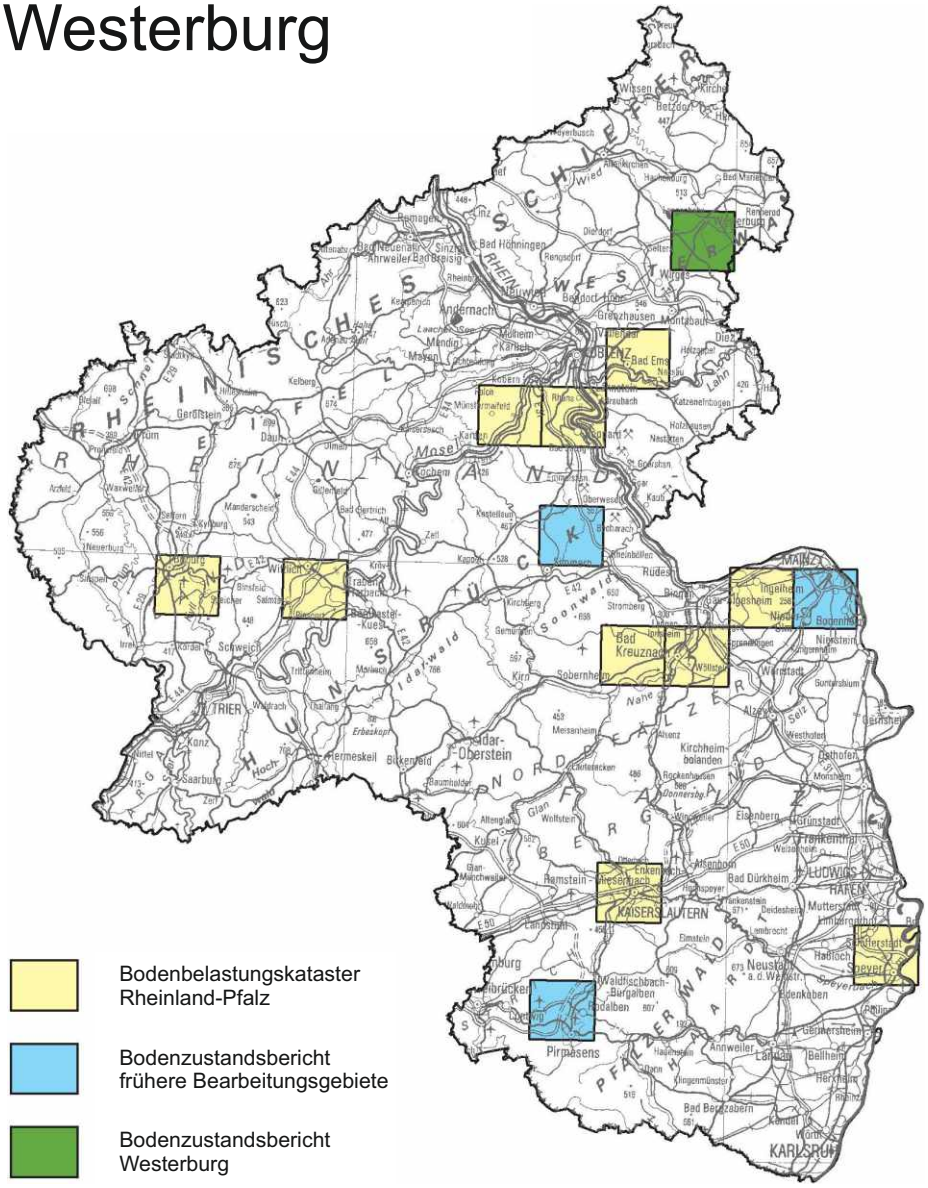
2015
Internationales
Jahr des Bodens

RheinlandPfalz
MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

BODENZUSTANDS-BERICHT RHEINLAND-PFALZ

Westerburg



BODENZUSTANDSBERICHT RHEINLAND-PFALZ

WESTERBURG

VERFASSER M. HAUENSTEIN

KARTOGRAPHIE M. GOLDSCHMITT

PROFILAUFNAHME UND BEPROBUNG J. HOFFMANN

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU
RHEINLAND-PFALZ

AUFTRAGGEBER LANDESAMT FÜR
UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND
GEWERBEAUFSICHT
RHEINLAND-PFALZ

HERAUSGEBER MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, KLIMA-
SCHUTZ, ENERGIE UND LANDESPLANUNG
RHEINLAND-PFALZ

MAINZ 2015

Karte des Deckblattes
Grundlage: Rasterdaten - D1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
Nr. 417/98

IMPRESSUM

Herausgeber (Online Fassung):
Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung
Rheinland-Pfalz
Stiftsstraße 9
55116 Mainz

Projektkoordination
Dr. Josef Backes

Projektbetreuung
Michael Chudziak [1]

Bearbeiter:
Dipl.-Geogr. Matthias Hauenstein [2]
Dipl.-Geogr. Joachim Hoffmann [3]
Dipl.-Biol. Kai Prinz [2]

Kartographische Bearbeitung:
Dipl.-Geogr. Michael Goldschmitt [2]

[1] Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz
[2] Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz
[3] Fa. TERRAPLAN HOFFMANN; Frankfurt a.M.

Bezug über:
Bodenschutz@mwkel.rlp.de

oder

Ministerium Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung
Rheinland-Pfalz
Pressestelle
Postfach 3269
55022 Mainz

www.mwkel.rlp.de

1. Auflage, 2003
2. Auflage, Online Fassung 2015

Alle Rechte, insbesondere die der Vervielfältigung, des Nachdrucks und der Übersetzung sind vorbehalten. Die Autoren sind für den Inhalt ihrer Beiträge selbst verantwortlich.

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung 3

1. Einleitung 12

2. Untersuchungsraum 12

3. Untersuchungsmethodik 22
3.1. Beprobung und Beprobungsraster 22
3.2. Analytik 22
3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung 22
3.2.2. Allgemeine Analytik 22
3.2.3. Spurenelemente 23
3.2.4. Organische Schadstoffe 23
3.2.5. Radionuklide 25
3.3. Auswertung 26
3.3.1. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze 26
3.3.2. Statistische Auswertung 26
3.3.2.1. Berechnung des Gefährdungspotentials 27
3.3.3. Graphische Darstellung 29
3.3.4. Kartographische Darstellung 29

4. Ergebnisse 31
4.1. Allgemeine Parameter 31
4.1.1. Korngrößenzusammensetzung 31
4.1.2. pH-Wert und Carbonate 35
4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff 38
4.1.4. Kationenaustauschkapazität und Nährstoffe 42
4.2. Spurenelemente 53
4.2.1. Arsen 56
4.2.2. Blei 66
4.2.3. Cadmium 76
4.2.4. Chrom 86
4.2.5. Kupfer 96
4.2.6. Nickel 105
4.2.7. Quecksilber 115
4.2.8. Zink 124
4.3. Organische Schadstoffe 135
4.3.1. Biozide 137
4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) 141

4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB) 148
4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) 151
4.4. Radionuklide 156

5. Allgemeine Bewertungen 162
5.1. Erosionsgrad und -gefährdung 162
5.2. Filter- und Puffervermögen 164

Schriftenverzeichnis 166
Normen 170
Richtlinien, Verordnungen und Gesetze 171

Abkürzungsverzeichnis 171
Tabellenverzeichnis 174
Abbildungsverzeichnis 176
Kartenverzeichnis 179

Kartenanlage

Zusammenfassung

Der Bodenzustandsbericht behandelt die stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet der Topographischen Karte Blatt 5413 Westerburg. Der ca. 130 km^2 große Untersuchungsraum liegt innerhalb des im Nordosten von Rheinland-Pfalz befindlichen Westerwaldkreises. Naturräumlich gehört fast das gesamte Gebiet zum *Oberwesterwald*. Lediglich der nördliche Blattrand zählt schon zum Naturraum *Hoher Westerwald*. Das Landschaftsbild ist überwiegend von bewaldeten Kuppen und Rücken geprägt, deren Mittel- und Unterhänge hingegen vorrangig landwirtschaftlich genutzt werden.
Die Bevölkerungsdichte des Westerwaldkreises entspricht etwa dem Landesdurchschnitt, wobei das Blattgebiet zu den schwächer besiedelten Teilen des Kreises zählt. Etwa 53% des Untersuchungsraums werden landwirtschaftlich genutzt. Die klimatischen Verhältnisse begünstigen die extensive Nutzung als Dauergrünland, wodurch die Viehwirtschaft eine überdurchschnittliche Bedeutung besitzt. Nur ca. 25% der landwirtschaftlichen Nutzfläche wird ackerbaulich genutzt.
Das Klima im Untersuchungsgebiet ist relativ kühl und niederschlagsreich. Die mittlere Jahrestemperatur liegt überwiegend zwischen 7 und 8°C und im Mittel fallen jährlich Niederschläge von 900 bis 1150 mm. Der Jahresgang des Niederschlags ist weitgehend ausgeglichen, lediglich in den Höhenlagen nimmt die Bedeutung der Niederschläge des Winterhalbjahrs zu.

Die horizontbezogene Beprobung der oberen 30 cm des Oberbodens erfolgte zwischen August 2000 und Februar 2001 im 1 km^2-Raster. Neben der Bestimmung grundlegender Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert, Carbonat-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt etc. wurden die Böden auf den Gehalt potentiell ökotoxischer Spurenelemente untersucht. Bestimmt wurden „Gesamtgehalt" (Königswasser-Extraktion) und Mobilanteil (NH_4NO_3-Extraktion) der Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Die künstlichen Radionuklide stellen eine weitere untersuchte anorganische Schadstoffgruppe dar. Zudem wurden 45 ausgewählte Oberböden auf ihren Gehalt an organischen Schadstoffen untersucht. Dazu zählen Pflanzenschutzmittel wie z.B. Lindan, DDT, HCB sowie Verbindungen aus diffusen Emissionsquellen, wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine und -Furane (PCDD/F).

Die Böden sind fast ausnahmslos nicht unmittelbar in den Verwitterungsbildungen der liegenden Gesteine entwickelt, sondern in Lockersedimenten, die im Pleistozän („*Eiszeitalter*") gebildet bzw. später nochmals umgelagert wurden. Diese Lockersedimente bestehen überwiegend aus Gesteinen des Untergrundes sowie deren Verwitterungsbildungen, denen in stark wechselnden Anteilen ortsfremde Komponenten beigemischt sind. Dies sind Löss (-lehm) und/oder (vulkanische) Tephren, die während des Pleistozän in den Untersuchungsraum eingeweht wurden und sich mit den Gesteinen des Untergrunds vermischten. Substrate, die ausschließlich aus Lösslehm bestehen, nehmen nur knapp 7% der Fläche ein. Die Magmatite stellen die wichtigste Festgesteinskomponente in den bodenbildenden Substraten des Untersuchungsgebietes. Ihre chemische Zusammensetzung prägt maßgeblich den Elementgehalt der Böden. Auf über 60% der Gesamtfläche sind an der Oberfläche Substrate zu finden, die basische Magmatite wie Basalt und Basalttuff enthalten.
An den Kuppen und Oberhängen sind flachgründige Substrate mit fehlendem bzw. geringem Lösslehmgehalt zu finden. Sie weisen zudem häufig einen hohen Grobbodengehalt auf. Die geschützteren Reliefpositionen sind hingegen das Hauptverbreitungsgebiet der lösslehmhaltigen bis -reichen Substrate. Mit einem Flächenanteil von etwa 35% ist es die wichtigste Substratgruppe auf Blatt Westerburg. Als Nebengemenge enthalten sie zudem häufig Aschen und Lapilli des Laacher-See-Vulkans (Laacher-See-Tephra). In den Substraten, die basische Magmatite enthalten, bildeten sich Braunerden, die mehr oder

weniger stark erodiert sind. Pflügen führte häufig zur Vermischung von Ober- und Unterboden, so dass sie dann als Regosole erscheinen. Insbesondere bei Anwesenheit von Basalttuffen ist auch eine schwache Lessivierung zu beobachten. Das Nährstoffangebot ist gerade bei den lösslehmärmeren Substraten günstig, was auf die stoffliche Zusammensetzung der basischen Magmatite zurückzuführen ist.
Neben den basischen Magmatiten treten im Untersuchungsraum im bodenbildenden Substrat auch intermediäre Magmatite des Tertiär auf. In etwa 6% der Oberböden sind diese Gesteine enthalten, wobei lösslehmarme bzw. –freie periglaziale Lagen und jene mit höherem Lösslehmanteil etwa gleich häufig auftreten. Gegenüber den basischen Magmatiten weisen sie eine ungünstigere Nährstoffversorgung und geringere Schwermetallgehalte auf.
Insbesondere im nordwestlichen Blattteil haben Substrate, die aus den Komponenten Lösslehm und Laacher-See-Tephren bestehen, eine größere Bedeutung. Bezogen auf das gesamte Blatt Westerburg beträgt ihr Flächenanteil etwa 9%. Die Hauptbodenform dieser lösslehmreichen Substrate sind Braunerden, die zudem pseudovergleyt sein können. Bei einem höherem Anteil an Laacher-See-Tephra sind hingegen meist Lockerbraunerden entwickelt. In der Nährstoffversorgung und den Schwermetallgehalten ähneln sie den Substraten der intermediären tertiären Vulkanite.
Die jüngsten Substrate sind aus dem Holozän stammende Solum- und Auensedimente. Ihre Bildung steht mit der starken Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Flächen während des Mittelalters in Beziehung, wodurch nutzungsbedingt eine erheblich verstärkte Bodenerosion einsetzte. Das von den Talhängen abgeschwemmte Bodenmaterial wurde teilweise im Unterhangbereich bzw. im Tiefenbereich der Täler wieder abgelagert (Solumsediment) oder es gelangte bis in die Fließgewässer, wo es später in den Auen sedimentierte. Etwa 20% der Oberböden sind in Solumsedimenten entwickelt.

Die Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens ist im Untersuchungsraum trotz unterschiedlicher Untergrundgesteine relativ einheitlich. Fast die Hälfte aller untersuchten Oberböden besitzen die Bodenart schluffiger Lehm. Weitere 32% entfallen auf die benachbarten Bodenarten stark toniger Schluff und mittel schluffiger Ton. Dies sind Bodenarten, die aus ≥ 50 Gew.% Schluff (U) bestehen. Neben dem Verwitterungsverhalten der Gesteine dürfte die Ursache für den hohen Schluffgehalt im erheblichen Lösslehmanteil vieler Substrate liegen. Lediglich in den tephrenhaltigen Substraten verschiebt sich die Korngrößenzusammensetzung zugunsten der Sandfraktion. Es überwiegen Böden mit einem mittleren Tongehalt von 21 bis 28 Gew.%.

Die Böden auf Blatt Westerburg sind in primär carbonatfreien Substraten entwickelt. Ohne Kalkung liegt daher die Bodenreaktion generell im sauren Bereich. Signifikante Substratunterschiede sind nicht feststellbar, da die Bodennutzung einen weit höheren Einfluss auf die pH-Werte ausübt. Landwirtschaftlich genutzte Böden werden gekalkt, so dass insbesondere in den Ackerböden mit pH-Werten von 5,3 – 6,2 die höchsten Werte zu finden sind. In Gründlandböden liegt die Bodenreaktion in der Regel etwas niedriger.
Mit Mittelwerten um pH 4 sind die Waldoberböden deutlich saurer. Die Waldbodenkalkungen beeinflussen in erster Linie den pH-Wert der organischen Auflagen. Durchschnittlich liegt der pH-Wert dort um 0,8 Einheiten höher als im folgenden Mineralbodenhorizont. Im Unterboden bzw. –grund steigt der pH-Wert meist um etwa 0,3-1,0 pH-Einheiten an.
Einen ähnlich starken Einfluss hat die Nutzung auch auf Gehalt und Qualität der organischen Substanz. Charakteristisch ist bei forstlicher Nutzung ein Gehalt von 9 bis 14 Gew.% organischer Substanz im obersten Mineralbodenhorizont. Im Mittel liegt dort das C/N-Verhältnis zwischen 16 und 18, was für Waldböden recht günstig ist und auf gute biotische Bedingungen schließen lässt. Die Ackerböden

weisen einen mittleren Humusgehalt von 3,1 Gew.% (=1,8 Gew.% C) auf. Nach der AG Boden (1994) werden sie als mittel humos eingestuft. Ihre Humusqualität ist aufgrund des günstigen C/N-Verhältnis hoch. Grünlandböden sind etwas humoser bei einem gleich guten C/N-Verhältnis. Signifikante Substratunterschiede können nicht festgestellt werden.

Bei der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) bestehen deutliche substratbedingte Unterschiede. Die höchste KAK_{pot} weisen die Substrate mit hohem Anteil basischer Magmatite auf. Unter Wald liegt bei ihnen die mittlere KAK_{pot} bei 29 cmol/z/kg, bei den landwirtschaftlich genutzten Böden aufgrund des geringeren Gehaltes an organischer Substanz etwa 3 bis 8 cmol/z/kg niedriger. Die effektive KAK (KAK_{eff}) dürfte bei den vorherrschenden pH-Werten aber gerade in den Waldböden deutlich geringer sein. Immerhin können ca. 12-16 cmol/z/kg KAK_{pot} weitgehend pH-unabhängigen Ladungen zugeordnet werden.

Die mittlere Basensättigung von 43% und die Zusammensetzung des Kationenbelags ist für Waldböden relativ günstig und ist auf den aus den basischen Magmatiten stammenden hohen Gehalt an Erdalkalimetallen zurückzuführen. Ungefähr 70% dieser Waldböden werden als mittelbasisch und der Rest als basenreich eingestuft. In den landwirtschaftlich genutzten Böden dieser Substratgruppe ist die Basensättigung mit ca. 80% infolge Kalkung und Düngung verständlicherweise noch deutlich besser.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite führt ein steigender Lösslehmgehalt zum leichten Absinken der KAK_{pot}. In den Waldböden sinken zudem Basenversorgung und -reserven. Die Böden sind entsprechend potentiell empfindlicher gegenüber Säure- und Schadstoffeinträgen. Immerhin 40% der lösslehmreicheren Waldböden im „Basaltgebiet“ werden als basenarm eingestuft. Die Waldböden der tephrenhaltigen Substrate mit mittlerem bis hohem Lösslehmanteil besitzen eine vergleichbare KAK_{pot}, allerdings sind Basensättigung und Nährstoffversorgung noch etwas ungünstiger.

Von Magnesium abgesehen sind die Nährstoffe in den organischen Auflagen der Waldböden immer erheblich angereichert. Die Nährstoffversorgung sinkt meist mit zunehmenden Nadelstreuanteil. Da die Humusauflagen der Laubwälder geringmächtiger sind, dürfte allerdings der Gesamtvorrat in ihnen nicht wesentlich höher sein. Insbesondere die hohen Calciumgehalte sind auf die flächendeckend durchgeführten Bodenschutzkalkungen zurückzuführen. Das aus der Kalkung stammende Calcium und Magnesium verbleibt weitgehend in der organischen Auflage und verbessert den Oberboden kaum. Die Bedeutung der Humusauflagen für die Nährstoffversorgung der Waldböden wächst, umso geringer die Nährstoffgehalte und -reserven im Mineralboden sind.

Die Ackerböden der Substrate mit hohem Anteil basischer Magmatite sind mit den essentiellen Nährstoffen Kalium und Magnesium gut bis normal versorgt. Mit steigendem Lösslehmanteil sinkt vor allem der pflanzenverfügbare Kaliumgehalt, so dass in etwa 25% der lösslehmreicheren Ackerböden ein schwacher Mangel besteht. Die Phosphorgehalte der Ackerböden werden wesentlich durch Düngung beeinflusst, was den Einfluss des Substrats überdeckt. In mehr als der Hälfte der Ackerböden im Gebiet der basischen Magmatite wurde ein mäßiger bis starker Phosphormangel festgestellt. Von den untersuchten Nährstoffen wird Phosphor das Element sein, das am ehesten den Ertrag limitiert.

Die Magnesiumgehalte der Grünlandböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite schwanken unabhängig vom Lösslehmanteil zwar stark, jedoch sind sie insgesamt hoch. Vermutlich wird dieses Element zur Vermeidung von Mangelerscheinungen bei Weidetieren gezielt gedüngt.

Die Grünlandböden der tephrenhaltigen Substrate mit mittlerem bis hohem Lösslehmanteil sind überwiegend mangelhaft mit Kalium und Phosphor versorgt. In mehr als der Hälfte der Standorte liegt zudem ein schwacher Magnesium-Mangel vor.

Von Arsen abgesehen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle. Sie sind natürlicher Bestandteil aller Böden und teilweise sogar als Spurennährstoffe essentiell für Flora und Fauna. Ob sie als Schadstoff anzusprechen sind, ist ein Frage der Konzentration und der Verfügbarkeit.
Der natürliche Gesamtgehalt wird je nach Element im Wesentlichen von den Parametern Ton, Humus und/oder Eisengehalt bestimmt. Kann der Gesamtgehalt zum großen Teil durch diese Parameter erklärt werden und ist eine Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat zu erkennen, weist dies meist auf naturnahe Verhältnisse hin.
Der Gesamtgehalt von Chrom und Nickel sowie in abgeschwächter Form auch von Arsen, Kupfer und Zink nimmt mit dem Eisengesamtgehalt des Ausgangssubstrates der Bodenbildung zu. Zudem bestehen bei diesen Elementen und bedingt auch bei Cadmium ähnlich enge statistische Beziehungen zum Tongehalt. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, dass auch Eisen und Tongehalt miteinander korrelieren. Je mehr Eisen und Ton die Böden enthalten, umso höhere Gesamtgehalte sind bei diesen Spurenelementen zu erwarten. Blei und Quecksilber liegen eher organisch gebunden vor, so dass ihre Gesamtgehalte mit dem Humusgehalt in Beziehung stehen. Allerdings sind es auch jene Schwermetalle, die gegenüber ihrem natürlichen Vorkommen den höchsten anthropogenen Anteil in der Atmosphäre aufweisen, so dass die oberflächennahe Anreicherung auch auf atmosphärische Einträge zurückgeht.

Basische Magmatite sind Eisen-reiche Gesteine, so dass gerade Chrom, Nickel und Zink, die enge geochemische Beziehungen zum Eisen besitzen, ebenfalls in überdurchschnittlichen Konzentrationen in ihnen vorkommen. Grundsätzlich gilt dies auch für Kupfer, jedoch scheinen die basischen Magmatite im Untersuchungsraum verhältnismäßig Cu-arm zu sein. Dennoch sind es ebenfalls die basaltreichen Böden, die die höchsten Cu-Gehalte aufweisen. Gerade der Chrom-, Kupfer- und Nickel-Gehalt sinkt in den intermediären Magmatiten rapide ab. Die räumliche Verteilung dieser Elemente im Oberboden zeigt entsprechend deutlich die Abhängigkeit von der Zusammensetzung der Substrate.

In weiten Teilen des Untersuchungsgebietes dominieren mittlere Gesamtgehalte von 60-90 mg Cr_{ges}/kg, 40-50 mg Ni_{ges}/kg und 100-150 Zn_{ges}/kg. Dies deckt sich mit den Vorkommen basischer Magmatite im bodenbildenden Substrat. Am nordwestlichen Blattrand und inselartig im gesamten Untersuchungsgebiet treten Flächen mit niedrigeren Gesamtgehalten auf. Dies sind die Verbreitungsgebiete der intermediären Vulkanite und Tephren, sowie der Lösslehme und kleinere Vorkommen devonischer Sandsteine. Sie heben sich deutlich von den Substraten der basischen Magmatite ab. Die geringsten Chrom-, Nickel- und Zink-Gehalte weisen die Oberböden der intermediären Vulkanite auf. Die Lösslehme auf Blatt Westerburg sind etwas Chrom-, Nickel- und Zink-reicher als im Landesdurchschnitt, was auf die Anwesenheit von Lokallösslehmen zurückgeführt wird. Auch die lösslehmreichen Substrate der intermediären Tephren enthalten im Oberboden mehr dieser Schwermetalle als in anderen Landesgebieten.
Bei den bodenbildenden Substraten der spurenelementärmeren Untergrundgesteine führt im Untersuchungsraum ein steigender Lösslehmanteil meist zu einem Anstieg dieser Schwermetalle. In den Oberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite haben Lösslehmbeimengungen eher den entgegengesetzten Effekt, d.h. sie senken den Gesamtgehalt. Außer bei Kupfer ist die „verdünnende“ Wirkung durch die erhöhten Gehalte der Lokallösslehme aber verhältnismäßig gering. Sie ist meist erst dann zu erkennen, wenn zusätzlich die Nutzung berücksichtigt wird. Sowohl die lösslehmärmeren als auch die -reicheren Waldoberböden enthalten mehr Chrom und Nickel als landwirtschaftlich genutzte Böden. Dies hat aber höchstwahrscheinlich keine anthropogenen Ursachen, sondern dürfte am etwa 5 Gew.% niedrigeren Tongehalt der Ackerböden liegen. In diesem niederschlagsreichen Gebiet sind tonärmere Böden sicherlich für eine ackerbauliche Nutzung besser geeignet.

Im Gegensatz zu den bisher behandelten Elementen weisen die Oberböden im Gebiet der intermediäre Vulkanite und Tephren die höchsten mittleren Arsen-Gesamtgehalte auf, wobei keines der Substrate im Untersuchungsraum wirklich hohe Gehalte enthält.
Da die Ausgangsgesteine der Bodenbildung sich im lithogenen Blei-, Cadmium- und Quecksilber-Gehalt nur wenig unterscheiden, sind die substratspezifischen Unterschiede meist weit geringer als jene, die durch die Bodennutzung hervorgerufen werden. Die Waldoberböden enthalten weit mehr Blei und Quecksilber als die landwirtschaftlich genutzten Böden. Beim Cadmium ist der Gesamtgehalt in den Grünlandböden hingegen etwas höher als unter Wald, was möglicherweise auf Auswaschungsverlusten dieses hochmobilen Elementes in den sauren Waldböden zurückzuführen ist.
Die Höhe des Lösslehmanteils hat bei diesen Elementen bei keinem der untersuchten Substrate einen bedeutsamen Einfluss auf den Gesamtgehalt. In den Waldböden im Gebiet der basischen Magmatite senkt ein steigender Lösslehmanteil den Cadmiumgehalt leicht, während dies beim Blei umgekehrt erscheint.
Insbesondere die Blei-Gesamtgehalte der Waldoberböden liegen deutlich über dem Landesdurchschnitt, wozu möglicherweise Belastungen des historischen Blei-Bergbaus im nordöstlichen Landesgebiet beigetragen haben.
Bei Blei und Quecksilber besteht ein Zusammenhang zwischen Gesamtgehalt und Niederschlagsmenge. Die Waldoberböden und Humusauflagen enthalten bei mehr als 1000 mm/a Niederschlag auffallend höhere Konzentrationen, als jene in niederschlagsärmeren Gebieten. Für Cadmium sind solche Beziehungen angedeutet, statistisch aber nicht abzusichern.

Von Cadmium abgesehen liegen die Gesamtgehalte der Spurenelemente in den organischen Auflagen der Waldböden meist mehr oder weniger deutlich unter denen der folgenden Oberböden. Bei Arsen, Chrom und Nickel sind es mehr als 90% der Standorte, die im Mittel weniger als ein Drittel des Oberbodens enthalten. In abgeschwächter Form spiegelt sich ein hohes Chrom-Angebot im Mineralboden auch in der organischen Auflage der Waldböden wider. Der mittlere Cr_{ges}-Gehalt der Humusauflage liegt im Gebiet der lösslehmarmen Substrate der basischen Magmatite um fast das 3-fache über dem landesweiten Mittelwert. Selbst bei Kupfer, Blei und Zink wurden in 70-80% der Fälle im Oberboden höhere Gehalte als in deren Humusauflage gefunden.
Die Humusauflage ist üblicherweise die Schicht im Waldboden, in der die höchsten Blei- und Quecksilber-Gesamtgehalte angetroffen werden. Dass dies im Untersuchungsraum meist nicht zutrifft, dürfte an vergleichsweise nährstoffreichen Böden mit hohem Laubbaumanteil liegen, was den Abbau bzw. Umsatz der Streu begünstigt und zu geringmächtigen Auflagen führt. Diese Stoffe können daher rascher in den Mineralboden gelangen. Ferner dürften auch verringerte Immissionen eine Rolle spielen. Lediglich der Cadmium-Gesamtgehalt ist in den Humusauflagen um durchschnittlich 60% höher als im Oberboden.

Unterhalb des obersten Mineralbodenhorizontes nehmen die Gesamtgehalte an Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber in der Regel bei allen Substraten deutlich ab. In tieferen Bodenzonen werden überwiegend Konzentrationen erreicht, die etwa dem lithogenen Gehalt der Ausgangsgesteine entsprechen.
Im Gebiet der basischen Magmatite steigen die Chrom und Nickel-Gesamtgehalte mit der Tiefe an. Gerade beim Wechsel zu lösslehmfreien Schichten treten markante Konzentrationssprünge auf, insbesondere wenn sie aus saprolitisierten (extrem zersetzten) basischen Magmatiten bestehen. Sehr hohe Konzentrationen sind immer an äußerst hohe Eisengehalte gebunden, die höher als in den unverwitterten Festgesteinen sein können. Die hohen Eisen- und Spurenelementgehalte dürften auf eine residuale Anreicherung während der Verwitterung der basischen Magmatite zurückzuführen sein.

Der vertikale Konzentrationsverlauf von Kupfer und Zink ist uneinheitlicher und insbesondere Zink folgt nicht so deutlich dem Tiefenverlauf des Eisengehaltes. Aber auch bei ihnen steigt der Gesamtgehalt in den intensiv verwitterten Schichten häufig deutlich an.

Der Mobilgehalt der meisten Spurenmetalle steigt von alkalischer zu saurer Bodenreaktion mehr oder weniger stark an. Je nach Element beginnt der exponentielle Anstieg der Mobilgehalte zwischen pH 4 und 6. Nur Kupfer und Quecksilber sind in schwach sauren Böden am immobilsten. Ihr Mobilgehalt steigt nicht nur bei tieferen, sondern auch bei höheren pH-Werten an.
Der prozentuale Mobilanteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität) ist elementspezifisch sehr unterschiedlich. Die relative Mobilität ist in sauren Böden bei Cadmium am höchsten. In Waldböden können bis zu 80 % des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vorliegen. Mit Abstand folgen Zink, Blei und Nickel. Bei Quecksilber, Chrom und Arsen hingegen sind selbst in extrem sauren Böden nur ≤1% des Gesamtgehaltes labil gebunden.
Der Mobilgehalt wird wesentlich vom pH-Wert und erst nachgeordnet vom Gesamtgehalt gesteuert. Daher sind die nutzungsbedingten Unterschiede meist höher als zwischen unterschiedlichen Substraten.

Da im obersten Mineralbodenhorizont der Waldböden die niedrigsten pH-Werte auftreten, ist die höchste relative Mobilität aller untersuchten Spurenelemente meist dort zu finden. Überwiegend gilt dies auch für den absoluten Mobilgehalt. Eine Ausnahme stellt Cadmium dar, dessen Mobilgehalte in der Humusauflage aufgrund hoher Gesamtgehalte ein ähnliches Niveau wie im Oberboden erreichen. Eine weitere Besonderheit tritt beim Nickel und bedingt auch beim Kupfer auf, bei denen hohe Mobilgehalte auch im Unterboden auftreten können. Dies stehen immer in Verbindung mit äußerst hohen Gesamtgehalten. Chrom ist hingegen so immobil, dass dieses Verhalten nicht beobachtet wurde.
Obwohl bei einigen Elementen hohe Gesamtgehalte festgestellt wurden, sind die Mobilgehalte in den Waldböden im Landesvergleich meist nicht überdurchschnittlich. Zum einen weil der pH-Wert insbesondere bei den basaltreichen Substraten vergleichsweise günstig ist, zum anderen weil Bodenschutzkalkungen den pH-Wert gerade in den Humusauflagen merklich angehoben haben. So unterscheiden sich die Mobilgehalte in den Waldböden im Bereich der basischen Magmatite kaum von sehr sauren Böden spurenelementarmer Substrate. Die höheren Gesamtgehalte werden von günstigeren pH-Werten weitgehend kompensiert.
Die Ackerböden weisen solch günstige pH-Werte auf, dass dort nur geringe Mobilgehalte auftreten. In den Grünlandböden des Untersuchungsraums variiert der pH-Wert in einem weiten Bereich, so dass bei pH-Werten <5 für die Nutzung zu hohe Cadmium- Nickel- und Zink-Mobilgehalte auftreten (siehe unten). Durch Kalkung sollte ein Ziel-pH um pH 6 angestrebt werden.

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) enthält stoffbezogene Vorsorgewerte, bei deren Überschreiten „die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“. Durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion berücksichtigen die Vorsorgewerte für Metalle in einem gewissen Maß den elementspezifischen Grundgehalt und die Mobilität. Allerdings sind die Vorsorgewerte in Waldoberböden wegen zu hoher Humusgehalte häufig nicht anwendbar. Eine Gegenüberstellung hat daher dort nur orientierenden Charakter.
In mehr als 60% der Ackerböden wird der Cadmium-Vorsorgewert überschritten. Bedeutsam ist aber vor allem, dass in jedem 3. Ackerboden zudem der Mobilgehalt über dem Maßnahmenwert für Cd-anreichernden Gemüsesorten und Brotweizenanbau liegt. In ca. 10% der Ackerböden wird zudem der Prüfwert von Zink für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze geringfügig überschritten. Von Quecksilber abgesehen kommt es bei allen weiteren Schwermetallen in landwirtschaftlich genutzten Böden

ebenfalls in unterschiedlichem Maß zu Vorsorgewertüberschreitungen, allerdings werden weder Prüf- noch Maßnahmewerte berührt. In annähernd dem gesamten Untersuchungsgebiet werden die Vorsorgewerte von Nickel und Zink in den Oberböden meist deutlich überschritten. In den basaltreichen Oberböden liegen die Nickel-Gehalte meist um das 4- bis 5-fache über dem Vorsorgewert. In Unterböden aus extrem verwitterten (saprolithisierten) Basalten kann sogar das 20-fache des Vorsorgewertes erreicht werden.
Landwirtschaftlich genutzte Böden sollten einen pH-Wert um 6 besitzen, um insbesondere die Mobilgehalte von Cadmium und Zink gering zu halten. Daher ist ggf. eine Kalkung zu empfehlen.
In Waldböden wird der Vorsorgewert von Blei, Nickel und Zink fast immer überschritten, von Cadmium und Chrom in mehr als der Hälfte der Fälle. Zumindest in den Oberböden der Wälder handelt es sich aber meist um geringfügige bis mäßige Überschreitungen. Am günstigsten ist die Situation bei Kupfer und Quecksilber wo nur in jedem 4. Waldboden geringfügige Überschreitungen des Vorsorgewertes zu verzeichnen sind.

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) ist ein Maß, um die von Gesamt- und Mobilgehalten ausgehenden Risiken für die oberen 30 cm des Mineralbodens abzuschätzen, wobei die Mobilgehalte die Bewertung stärker beeinflussen als die Gesamtgehalte.
Wie es schon die häufigen Überschreitungen der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) erwarten lassen, geht von Cadmium im Untersuchungsraum das höchste GGP in den Böden des Untersuchungsraums aus. Ohne Substrat- und Nutzungsbezug liegt ein Drittel der untersuchten Böden in der hohen und ein weiteres Drittel in der höchsten Gefährdungsklasse. Von den bislang im Bodenzustandsbericht bearbeiteten Gebieten ist dies die ungünstigste Einstufung. Wald- und Grünlandböden erreichen im Mittel die hohe Gefährdungsklasse.
Auch das GGP der Elemente Blei, Chrom und Nickel liegt allgemein über dem Landesdurchschnitt. Vor allem Waldböden und teilweise auch Grünlandböden fallen überwiegend in die mittlere, ein nicht unerheblicher Teil auch in die höheren Gefährdungskategorien. Insbesondere im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite werden die Böden bezüglich Chrom und Nickel ungünstiger als die der übrigen Substrate bewertet. Der Unterschied zwischen lösslehmarmen und -reicheren Standorten ist dabei relativ gering. Acker- und Grünlandböden mit pH-Werten >5 weisen trotz teilweise massiver Überschreitungen der Vorsorgewerte bei diesen Elementen ein sehr geringes bis geringes GGP auf. Vergleichsweise hohe pH-Werte führen zu geringen Mobilgehalten und damit zu einer günstigen Bewertung.
Etwas günstiger als Blei, Chrom und Nickel ist im Mittel das GGP von Zink. Allerdings schwanken die Werte in Wald- und Grünlandböden aller Substrate in einem weiten Bereich. Auch bei Zink werden Waldböden deutlich ungünstiger eingestuft als Ackerböden. Grünlandböden nehmen eine Zwischenstellung ein.
Das GGP von Arsen, Kupfer und Quecksilber weist im Untersuchungsgebiet bei allen Substraten und/oder Nutzungen niedrige und wenig variierende Werte auf.

Künstliche Radionuklide gelangten neben dem Fallout der bis in die 70er Jahre durchgeführten oberirdischen Kernwaffenversuche überwiegend durch die Kernkraftwerkskatastrophe von Tschernobyl Anfang 1986 in die Böden. Von den γ-Strahlen emittierenden künstlichen Radionukliden ist aufgrund einer Halbwertszeit von ca. 30 Jahren nur noch ^{137}Cäsium in den Oberböden und Humusauflagen des Untersuchungsraums nachweisbar. Die kurzlebigen Nuklide ^{125}Antimon, ^{134}Cäsium und ^{60}Kobalt sind hingegen weitgehend zerfallen.
Die Böden sind im Landesvergleich nur mittel bis leicht unterdurchschnittlich mit ^{137}Cäsium belastet. Der auf 30 cm Bodentiefe gewichtete Mittelwert beträgt im Projektgebiet bei den Ackerböden 14 und bei den

Grünlandböden 12 Bq ^{137}Cs/kg. Die Gehalte schwanken nicht sehr stark und entsprechen weitgehend dem Landesdurchschnitt.
Die Belastung der Wälder mit ^{137}Cäsium ist im obersten Mineralbodenhorizont und insbesondere in der organischen Auflage mit durchschnittlich 86 bzw. 80 Bq ^{137}Cs/kg deutlich höher als in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Da eine nennenswerte Verlagerung nicht stattfindet, konzentriert sich die Belastung auf die obersten Zentimeter des Mineralbodens. Sie nimmt dann mit der Tiefe rasch ab. Daher liegt der auf 30 cm Bodentiefe gewichtete Mittelwert in den Waldböden mit 16 Bq ^{137}Cs/kg nur geringfügig über denen der landwirtschaftlich genutzten Böden. Die mittlere Belastung der Waldböden ist etwa 25% geringer als in anderen Landesteilen. Die Belastung der Humusauflagen steigt mit dem Nadelbaumanteil, während die Situation im Mineralboden genau umgekehrt ist. In mächtigen organischen Auflagen verbleibt ^{137}Cs in dieser Schicht und erreicht aufgrund der geringen vertikalen Migration kaum den Mineralboden.

Die Gehalte der untersuchten Pflanzenschutzmittel (Biozide) liegen meist unterhalb der Nachweisgrenze bzw. nur geringfügig darüber. Für die Biozide Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor und Heptachlorepoxid und Hexachlorcyclohexan (HCH) liegt kein Nachweis vor. Spuren an Pentachlorphenol (PCP) konnten nur in einem Waldboden gefunden werden.
Verbindungen, die auf den früheren Einsatz DDT-haltiger Spritzmittel zurückgehen, sind noch in fast allen Waldoberböden nachweisbar, wobei der mittlere Gehalt mit 4 µg Σ-DDX/kg nur etwa die Hälfte der letztjährigen Bodenzustandsberichte erreicht. Gegenüber dem *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* ist der DDX-Gehalt sogar um mehr als 10-fache gesunken. Die landwirtschaftlich genutzten Böden sind bezüglich DDX-Verbindungen praktisch unbelastet. Die Absolutgehalte und die Isomeren-Verhältnisse zeigen, dass das Anwendungsverbot eingehalten wird und mit weiter abnehmenden Gehalten zu rechnen ist.
Der Nachweis von Spuren des seit 1981 verbotenen Herbizids Hexachlorbenzol (HCB) gelang in 40% der Böden. Die höchsten Gehalte sind in Ackerböden zu erwarten, wo es durch die Verwendung als Saatbeize früher direkt in die Ackerböden gelangte.

Die Belastung der Böden durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}), die in erster Linie aus der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe stammen, liegt in den Waldoberböden des Untersuchungsraums mit durchschnittlich 944 µg PAK_{16}/kg etwa 20% über der Gesamtheit rheinland-pfälzischer Waldoberböden. Besonders auffällig sind die Gehalte eines der toxischsten Verbindungen dieser Schadstoffgruppe, dem Benzo(a)pyren (BaP), das mit einem Median von 69 µg BaP/kg ca. 80% über dem landesweiten Wert für Waldoberböden liegt.
Die erhöhte PAK-Belastung der Waldoberböden wird insbesondere durch die überproportionale Zunahme höhermolekularer PAK hervorgerufen. Zu ihnen zählt u.a. das BaP. Bei den niedermolekularen Vertreter der PAK fällt der Anstieg weit geringer aus. Es wird ein Zusammenhang zwischen den hohen Niederschlägen in diesem Naturraum und der erhöhten PAK-Belastung gesehen.
Landwirtschaftlich genutzte Böden weisen erwartungsgemäß deutlich geringere PAK_{16}-und BaP-Gehalte auf, jedoch liegt auch bei ihnen die mittlere PAK-Belastung und insbesondere die BaP-Gehalte über dem Landesdurchschnitt.

Im Vergleich zum *Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz* sind die PCB-Gehalte, dank Luftreinhaltemaßnahmen und Produktionsverbot, in den letzten Jahren bei allen Nutzungsarten deutlich rückläufig. In nur noch 20% der Fälle gelang in Acker- und Grünlandböden der Nachweis geringfügiger PCB-Gehalte. In den meisten der untersuchten Waldoberböden sind noch Spuren von mittel- und hoch-

chlorierten PCB festzustellen. Der Mittelwert von 5 µg Σ-PCB/kg deckt sich mit neueren Daten aus anderen Landesteilen.

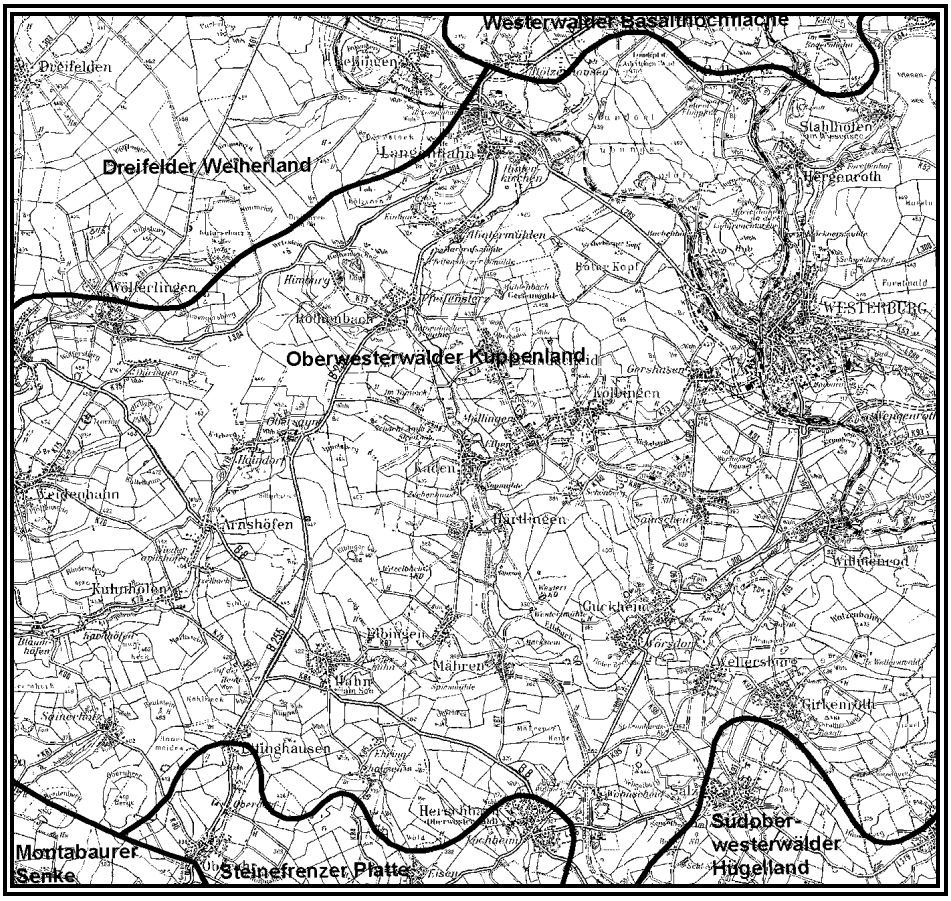
Der „Dioxin"-Gesamtgehalt (PCDD/F) liegt in den Oberböden des Untersuchungsraums bei allen Nutzungsformen leicht über den landesweiten Werten. Die landwirtschaftlich genutzten Böden enthalten im Mittel 1,3 ng I-TEq/kg, wobei kein wesentlicher Unterschied zwischen Grünland- und Ackerböden besteht. Der toxischste Vertreter der PCDD/F, das 2,3,7,8-TCDD („*Seveso-Gift*"), wurde in keinem dieser Böden nachgewiesen.
Wie in allen bisher untersuchten Räumen sind die höchsten PCDD/F-Gehalte in den Waldoberböden zu finden. Sie weisen mit durchschnittlich 8,1 ng I-TEq/kg gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden eine mehr als 6-fache Gesamtbelastung auf. Konzentrationen über 3 ng I-TEq/kg treten nur bei dieser Nutzungsform auf. Die Gehalte streuen relativ stark (2,2 - 22,6 ng I-TEq/kg), so dass ein charakteristischer Hintergrundgehalt für Waldoberböden kaum abgeleitet werden kann. Spuren von 2,3,7,8-TCDD wurde in 2/3 dieser Böden nachgewiesen, wobei 1,1 ng/kg nirgends überschritten wurde.
Wie bei den PAK wird ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und PCDD/F-Gehalte vermutet. Bei der Auswertung der Waldoberböden wurden signifikante statistische Zusammenhänge festgestellt, die aber schwächer als bei den PAK ausgeprägt sind.
Die Gehalte der Einzelkomponenten steigen in den untersuchten Böden weitgehend mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren bei allen Nutzungen daher die Dioxine und Furane, die 8 Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere waren in allen Proben nachweisbar. Obwohl die OCDD/F im Vergleich zum 2,3,7,8-TCDD als mindertoxisch eingestuft werden, geht die Belastung der Böden, auch unter Berücksichtigung der Toxizitätsäquivalente, in erster Linie auf die hochchlorierten PCDD/F zurück.
Die bislang vorliegenden Daten deuten darauf hin, dass der PCDD-Anteil an der Gesamtbelastung in landwirtschaftlich genutzten Böden höher als in Waldoberböden ist und er in Verdichtungsräumen eine größere Bedeutung als in ländlich geprägten Räumen besitzt. Insgesamt entspricht das Verteilungsmuster der Einzelkomponenten diffus belasteter Böden und spezifische Eintragspfade wurden nicht festgestellt.

1. Einleitung

Der *Bodenzustandsbericht Blatt 5413 Westerburg* ist der vierte Bericht, in dem die typische stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet einer Topographischen Karte 1:25.000 detailliert behandelt wird. Die Bodenzustandsberichte stellen die Fortführung des 1996 veröffentlichten Pilotprojektes *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* dar, bei dem 10 Blätter der Topographischen Karte 1:25.000 auf die flächenhaften Gehalte potentieller Problemstoffe im Boden untersucht wurden.
Mittlerweile sind in verschiedenen Projekten 2.182 Rasterflächen von je 1 km^2 untersucht, in denen mindestens ein Bodenprofil liegt. Dies entspricht ca. 11,0 % der Landesfläche. Hiervon befinden sich auf Blatt 5413 Westerburg 148 Entnahmepunkte. Auf den benachbarten Karten Blatt 5414 Mengerskirchen und Blatt 5513 Meudt wurden zur besseren statistischen Absicherung 8 weitere Profile bodenkundlich aufgenommen und beprobt.
Die Wahl fiel diesmal auf Blatt 5413 Westerburg, da gerade für bodenbildende Substrate, die tertiäre basische Magmatite und deren Verwitterungsbildungen enthalten, bislang nur wenige Informationen vorliegen und diese hier weit verbreitet vorkommen. Die räumliche Verteilung der Substrate ist im Untersuchungsgebiet charakteristisch für die Naturräume Oberwesterwald und Hoher Westerwald.
Die Böden wurden auf den Gesamtgehalt und den leicht mobilisierbaren Anteil potentiell ökotoxischer Spurenelemente und auf die Aktivität künstlicher Radionuklide untersucht. In 45 Oberbodenproben erfolgte zusätzlich die Analyse auf besonders umweltrelevante organische Schadstoffe. Ferner fand die Bestimmung grundlegender Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert, Carbonat-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie Gehalte einiger essentieller Nährstoffe statt.
Die Dokumentation des aktuellen Stoffbestandes des Bodens ist ein wichtiger Teilaspekt des vorsorgenden Bodenschutzes. Anhand der folgenden Ergebnisse wird nicht nur die Öffentlichkeit über den Zustand der Böden im Untersuchungsraum informiert, sondern es sollen auch Hintergrundwerte für kleinräumige Untersuchungen (z.B. bei Schadensfällen) und Planungsvorhaben zur Verfügung gestellt werden.
Die blattbezogenen Ergebnisse fließen in den landesweiten Datenbestand ein, um Hintergrundwerte für Rheinland-Pfalz zu definieren.

2. Untersuchungsraum

Das Untersuchungsgebiet mit einer Fläche von 131 km² entspricht dem rheinland-pfälzischen Teil der Topographischen Karte 1:25000 (TK25) Blatt 5413 Westerburg. Im Südosten verläuft die Grenze zum Bundesland Hessen.
Das Kartenblatt liegt im Westerwald, dem zentralen Bereich des Rheinischen Schiefergebirges. Die größten Teile des Untersuchungsraumes zählen naturräumlich zum Oberwesterwald, der hier weiter in das Dreifelder Weiherland und das Oberwesterwälder Kuppenland untergliedert ist. Letzteres nimmt etwa 75% des Bearbeitungsgebietes ein. Die mittlere Höhe nimmt von Norden mit ca. 480 mNN nach Süden um etwa 100 m ab. Schon die Bezeichnung „Kuppenland“ weist darauf hin, dass das Landschaftsbild von Kuppen, Hügeln sowie Rücken geprägt ist, die aus zusammengeschlossenen Einzelkuppen bestehen (siehe Abb. 2). Sie werden überwiegend aus basischen Vulkaniten gebildet (siehe unten). Diese Erhebungen sind häufig bewaldet. Die Mittel- und Unterhänge werden hingegen vorrangig landwirtschaftlich genutzt. Das Dreifelder Weiherland ist ein auf 430-450 mNN Höhe liegendes Plateau, das stärker bewaldet ist. Auch hier ragen einige vulkanische Kuppen heraus, die aber nicht ganz die



Maßstab 1:100.000

Abb. 1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums (nach FISCHER 1972)

Höhen wie im Oberwesterwälder Kuppenland erreichen. Den Namen des Naturraums geben die aufgestauten Weiher in der Umgebung von Dreifelden. Der Südrand des Untersuchungsraums gehört zum Südoberwesterwälder Hügelland, das den Übergang zwischen Oberwesterwald und Limburger Becken bildet (FISCHER 1972). Teil dieser Einheit ist auch die Steinefrenzer Platte (siehe Abb. 1). Die Umge-

Abb. 2 Gemeinde Weltersburg (Oberwesterwälder Kuppenland; Blick von Süden)

bung der Gemeinde Ailertchen im nördlichen Blattbereich zählt schon zur Westerwälder Basalthochfläche, einer Untereinheit des Naturraums Hoher Westerwald. Das Landschaftsbild der mäßig zertalten Hochfläche bestimmen extensiv genutzte Grünlandflächen, kleinere Wäldchen sowie Gruppen und Reihen von Feldgehölzen. Am südwestlichen Rand streift das Untersuchungsgebiet den Niederwesterwald mit der Untereinheit Montabaurer Senke.

Die natürliche (geogene) Elementzusammensetzung der Böden als oberster und jüngster Teil der Erdkruste geht primär auf die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung zurück. Die Böden sind fast ausnahmslos nicht unmittelbar in den Verwitterungsbildungen der liegenden Gesteine entwickelt. Vielmehr fand die Bodenbildung meist in eigenständigen geologischen Schichten statt, die neben den Gesteinen des Untergrundes und deren Verwitterungsbildungen (Lokalkomponente) auch ortsfremde Lockersedimente wie Löss (-lehm) und/oder (vulkanische) Tephren enthalten können. Bei diesen Schichten handelt es sich primär meist um allochtone, solifluidale und -mixtive Lockersedimente, die als periglaziale Lagen bezeichnet werden. Ihre Bildung fand fast ausnahmslos im Ober-Pleistozän, insbesondere in der Weichsel-(Würm-)Eiszeit statt. Periglaziale Lagen älterer Eiszeiten wurden, von

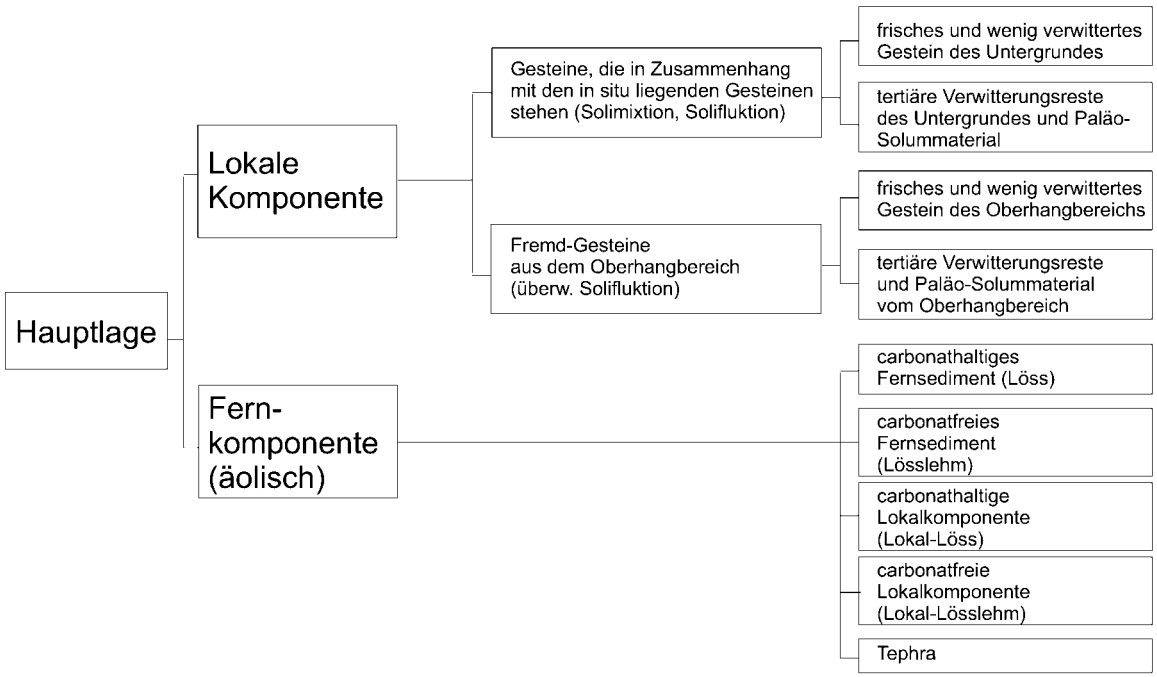


Abb. 3 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen

morphologisch geschützten Positionen abgesehen, in der Weichsel-Eiszeit aufgearbeitet. Sie entstanden durch oberflächennahes Auftauen des eiszeitlichen Dauerfrostbodens im Sommer. Schon geringe Hangneigung löste die gravitative Verlagerung der wassergesättigten Zone der oberen 3 bis 7 dm des sommerlichen Auftaubodens (Solifluktion ← Bodenfließen) aus. Eingewehte (äolische) Fremdkomponenten (z.B. Löss, Lösslehm, Tephra) vermischten sich mit dem Material der an der Oberfläche liegenden Schicht und/oder mit im Einzugsgebiet der Solifluktionsdecken anstehenden Gesteinen. Diese Prozesse sind von entscheidender Bedeutung für die natürlichen Elementgehalte der Böden im Mittelgebirgsraum. Besteht die lokale Komponente der periglazialen Lage beispielsweise aus spurenelementreichen Substraten (z.B. Basalte, Tone) wirkt das Fremdmaterial “verdünnend”, d.h. es senkt den Gesamtgehalt. Der entgegengesetzte Effekt tritt natürlich in Lagen auf, die spurenelementarme Lokalkomponenten wie beispielsweise Sandsteine enthalten.

Abb. 4 Blick von Westen in Richtung der Gemeinde Girkenroth (Oberwesterwälder Kuppenland)

Entsprechend der Lage im Rheinischen Schiefergebirge wird der tiefere geologische Untergrund im Untersuchungsgebiet aus schwach metamorphisierten Gesteinen des Unterdevon (Ems) gebildet. Dieser Gebirgssockel besteht vorwiegend aus quarzitischen Sandsteinen, in die wechsellagernd sandige Tonschiefer eingeschaltet sind (SCHREIBER 2000). Im Mesozoikum und Tertiär fand während tropischer bis subtropischer Klimaphasen eine tiefgründige chemische Verwitterung der Devongesteine statt, bei der sich eine kaolinitische Verwitterungsdecke bildete. Bei der als Saprolithisierung bezeichneten chemischen Tiefenverwitterung kam es zur intensiven Stoffabfuhr, residualen Stoffanreicherung und Umverteilung löslicher Stoffe, was die mineralogische und geochemische Zusammensetzung gegenüber den unverwitterten Gesteinen entscheidend änderte. Im Untersuchungsgebiet dürfte die mittlere Mächtigkeit der Saprolithzone mehrere Deca-Meter betragen haben, wovon allerdings je nach Reliefposition nur noch wenige Meter übrig geblieben sind. Die devonischen Gesteine und deren Verwitterungsbildungen sind im Untersuchungsraum allerdings fast vollständig von jüngeren geologischen Bildungen überdeckt, so dass sie an der Zusammensetzung der bodenbildenden Ausgangssubstrate nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Prägend für die geologische Situation und die Zusammensetzung der bodenbildenden Substrate sind auf Blatt Westerburg Vorgänge, die seit dem Tertiär stattgefunden haben. Tektonische Aktivität hob die nur wenig über Meeresniveau gelegene wellige Rumpffläche, was eine verstärkte Erosion der Saprolithdecke auslöste. Die Abtragungsprodukte der Saprolithe sedimentierten z.T. in neu gebildete Becken. Aus ihnen entstanden die Tonlagerstätten im Untersuchungsraum, in die Braunkohleflöze eingeschaltet sein können. Wie die unterdevonischen Gesteine bzw. deren Verwitterungsbildungen sind auch sie von mächtigen jüngeren Schichten überdeckt, so dass sie kaum an den bodenbildenden Substraten beteiligt sind.

Mit der Belebung der tektonischen Vorgänge im Tertiär setzte auch jener Vulkanismus ein, der die Geologie und das heutige Landschaftsbild des Westerwaldes und benachbarter Vulkangebiete wie Eifel, Vogelsberg und Rhön prägen. Zunächst wurden neben Lava in größerem Umfang auch Pyroklastika gefördert. Die alte Landoberfläche wurde mit Tephren (Aschen, Lapilli etc.) bedeckt, die sich anschließend zu Tuffen verfestigten. Die große spezifische Oberfläche und die gute Wasserdurchlässigkeit der Tuffe begünstigten ihre intensive chemische Verwitterung. Daher sind sie häufig stark angewittert bis tonig zersetzt. In der Hauptphase der magmatischen Aktivität, die vom Oberoligozän bis ins Untere

Miozän reichte (SCHREIBER 2000), überdeckten jüngere Lavaströme einen erheblichen Teil der Tuffdecken. Das idealisierte räumliche Verteilungsmuster der Gesteine im Untersuchungsraum besteht daher aus Erhebungen mit vulkanischen Ergussgesteinen, an deren Unterhängen Tuffe ausstreichen. In Abhängigkeit von tektonischer Situation und Ausmaß der quartären Erosion können in tieferen Reliefpositionen die älteren tertiären Tone anstehen.
Die chemische Zusammensetzung der Vulkanite ist gegenüber dem Hohen Westerwald, in dem geschlossene Basaltdecken dominieren, im Untersuchungsraum deutlich differenziert. Zwar besitzen auch hier basaltische Ergussgesteine und Tuffe den größten Flächenanteil, jedoch treten zudem größere Vorkommen intermediärer Magmatite auf. Sie gehören zum intermediären Feld des vulkanischen Westerwaldes, das im Untersuchungsraum den größten Anteil einnimmt. Petrographisch sind es Trachyandesite, Benmoreite und Mugearite sowie Übergangsbildungen wie basaltische Trachyandesite und Trachybasalte. Im östlichen Blattbereich treten zudem Trachyte auf.
Im Übergangsbereich zwischen dem intermediären und basaltischen Feld kommen gehäuft amphibolreiche basische Vulkanite vor (SCHREIBER 2000). Zu ihnen zählen die Basanite, die noch SiO_2-ärmer, d.h. basischer als die Basalte sind. Kleinere Vorkommen treten zwischen Oberahr und Wölferlingen auf.

Die Magmatite stellen die wichtigsten Festgesteinskomponenten in den bodenbildenden Substraten des Untersuchungsgebietes. Ihre chemische Zusammensetzung prägt maßgeblich den Spurenelementgehalt der Böden. Besonders auffällig ist dies bei den Elementen Chrom und Nickel zu beobachten. Während die Böden bei Anwesenheit von intermediären und sauren Magmatiten eher spurenelementarm sind, weisen Böden, deren Substrate basische (SiO_2-arme) Magmatite enthalten, oft hohe Spurenelementgehalte auf.

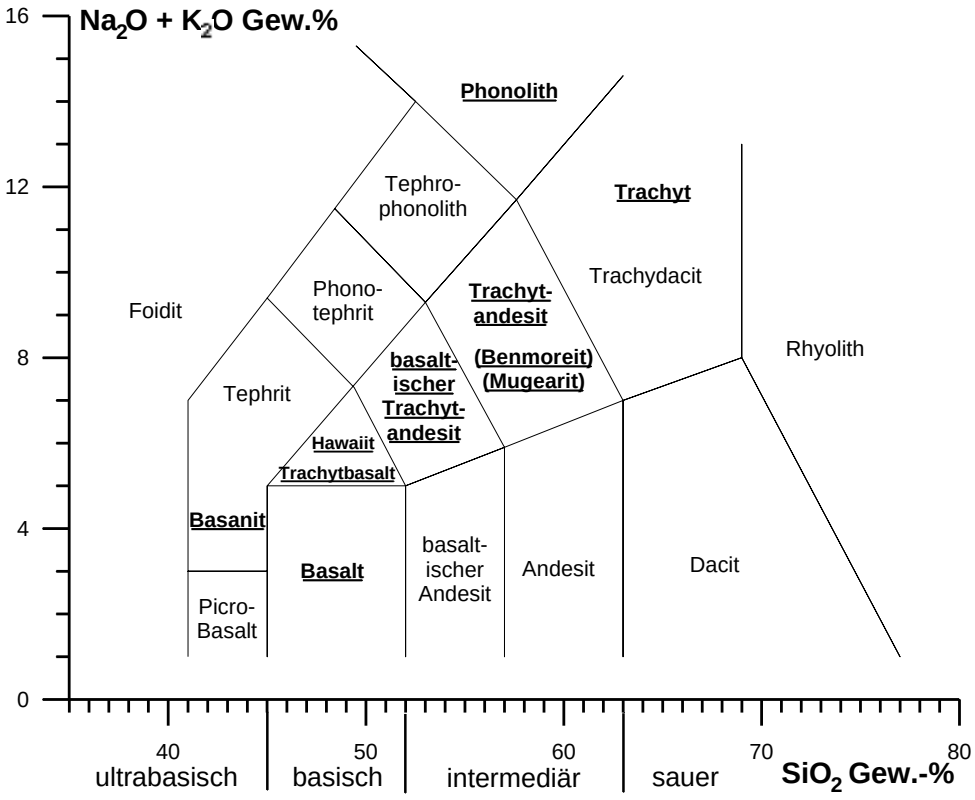


Abb. 5 Chemische Klassifikation und Nomenklatur vulkanischer Gesteine aus dem Na_2O+K_2O / SiO_2-Verhältnis (nach LE MAITRE) (**Hervorgehobene Gesteine** kommen auf dem Blatt Westerburg vor)

Die für das heutige Landschaftsbild und die Böden entscheidenden Prozesse verliefen während des Pleistozän („*Eiszeitalter*“) und des folgenden Holozän. Die gegen Ende des Tertiär sich verstärkende Hebung des Rheinischen Schiefergebirges fand ihren Höhepunkt im Pleistozän. Zudem vollzog sich gleichzeitig mit dem Wechsel zum Pleistozän ein radikaler Klimawechsel. Unter periglazialen Bedingungen fand eine intensive physikalische Verwitterung und eine solifluidale/solimiktive Umlagerung der Gesteine statt. Damit war auch eine zunehmend linienhafte Eintiefung in die vermutlich im ausgehenden Tertiär bis Unterpleistozän angelegten Flachmuldentäler verbunden.

Wie oben erwähnt gelangten unter eiszeitlichem Klima durch Windverfrachtung ortsfremde Lockersedimente wie Löss (-lehm) und/oder (vulkanische) Tephren in die Mittelgebirgsgebiete. Das Korngrößenmaximum des Lösslehms liegt im Schluffbereich. Im Gegensatz zu den Lössen der Beckenlandschaften und der intramontanen Senken sind die Lösse des Berglandes carbonatfrei und verlehmt. Inwieweit sie primär carbonathaltig waren und einem Ferntransport unterlagen oder nur aus den kalkfreien Gesteinen der weiteren Umgebung stammen (Lokallösslehm), ist meist nicht zu klären. Beide Formen treten vermutlich gemeinsam auf, so dass von polygenetischen Lösslehmderivaten auszugehen ist. In der Regel wurden sie sekundär umgelagert und mit den Gesteinen des Untergrunds vermischt. Reine Lösslehme bzw. ihre Solumsedimente finden sich daher überwiegend nur kleinflächig in geschützten Reliefpositionen. Die größten zusammenhängenden Flächen liegen im Dreifelder Weiherland. Ihr Flächenanteil im Oberboden beträgt auf Blatt Westerburg knapp 7 %. Die Bodentypen Braunerde und Pseudogley sowie deren Übergangstypen sind charakteristisch für die Lösslehme.

Im ausgehenden Pleistozän gelangte mit der Laacher-See-Tephra ein weiteres äolisches Lockersediment in den Untersuchungsraum. Vermutlich wurde damals der gesamte Westerwald mit Aschen und Lapilli des Laacher-See-Vulkans bedeckt (WEIDENFELLER, in SCHREIBER 2000). Sie wurden an-

Tab. 1 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum
(Flächenanteile abgeleitet aus der Substratkarte)

Substrate		km²	%
Anthropogene Substrate	Y	1,04	0,8
Solumsediment; lösslehmreich (schluffig-lehmig; carbonatfrei)	Uu; Ul [Lp(3.2.-4)/-.-]	5,61	4,3
Solumsediment (schluffig-lehmig); Basische Vulkanite und Tuffe/Lösslehm; Lösslehm/Basische Vulkanite und Tuffe	Uu; Ul [(+Vb;+VTb)/Lp; Lp/(+Vb;+VTb)]	20,94	15,9
Auenlehm (carbonatfrei)	Al	1,15	0,9
Lösslehm; Solifluktions-Lösslehm	Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	3,26	2,5
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2)/Sandstein(2)]	pfl [Lp(2)/^s(2)]	1,75	1,3
Schiefer oder Periglaziale Lagen [Schiefer(3-4)/Lösslehm(0-1)]	^tsf;^tfl; pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	0,02	<0,1
Basische Vulkanite und Tuffe oder Periglaziale Lagen [Basische Vulkanite und Tuffe(3-4)/Lösslehm(0-1)]	+Vb;+VTb; pfl [(+Vb;+VTb)(3-4)/Lp(0-1)]	4,74	3,6
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2-3)/Basische Vulkanite und Tuffe(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/(+Vb;+VTb)(1-2)]	23,92	18,2
(Ultra-)Basische Vulkanite oder Periglaziale Lagen [(Ultra-)Basische Vulkanite(3-4)/Lösslehm(0-1)]	+UV;+Vb; pfl [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	15,40	11,7
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2-3)/(Ultra-)Basische Vulkanite(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	21,44	16,3
Intermediäre Vulkanite und Tuffe oder Periglaziale Lagen [Intermediäre Vulkanite und Tuffe(3-4)/Lösslehm(0-1)]	+Vi;+VTi; pfl [(+Vi;+VTi)(3-4)/Lp(0-1)]	2,09	1,6
Intermediäre Vulkanite oder Periglaziale Lagen [Intermediäre Vulkanite(3-4)/Lösslehm(0-1)]	+Vi; pfl [+Vi(3-4)/Lp(0-1)]	1,25	0,9
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2-3)/Intermediäre Vulkanite(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	4,15	3,2
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2-3)/Intermediäre Tephra(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	11,96	9,1
Periglaziale Lagen [Lösslehm(2-3) und grobklastische tertiäre carbonatfreie Lockergesteine(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/s-sk(t)(1-2)]	0,05	<0,1
nicht kartierte Flächen (Siedlungen, Gewerbe, Gewässer etc.)		12,62	9,6
Gesamtfläche		131,39	100,0

schließend meist in die jüngsten periglazialen Lagen eingemischt oder erodiert. Reine Tephraablagerungen finden sich nur an wenigen Stellen im Untersuchungsraum und sind dort meist von jüngeren Sedimenten überdeckt. Allerdings treten periglaziale Lagen, welche die Komponenten Lösslehm und Laacher-See-Tephra enthalten, schwerpunktmäßig im nordwestlichen Blattbereich auf. Sie nehmen ca. 9 % des Blattes ein. Lösslehmhaltige und lösslehmreiche periglaziale Lagen mit Laacher-See-Tephra kommen etwa gleich häufig vor. Die Hauptbodenform der lösslehmreichen periglazialen Lagen sind Braunerden, die pseudovergleyt sein können. Bei höherem Anteil an Laacher-See-Tephra sind hingegen meist Lockerbraunerden entwickelt. Diese Böden sind meist nur oligo- bis mesotroph.
Periglaziale Lagen und Solumsedimente mit stark wechselnden Anteilen von basischen Magmatiten und Lösslehm nehmen etwa 2/3 der Gesamtfläche ein. Bei den Untergrundgesteinen überwiegen Basalte und Basalttuffe. Besonders unterhalb der Oberhänge treten sie durch solifluidale Durchmischung und Transport im Substrat auch gleichzeitig auf. Da sie häufig stark angewittert sind, ist das Mischungsverhältnis meist nur schwer zu bestimmen. Das typische Verbreitungsgebiet der lösslehmarmen bis -freien periglazialen Lagen, die ansonsten ausschließlich aus basischen Vulkaniten bestehen, sind die Kuppen und Oberhänge. Starke Erosion hat dazu geführt, dass flachgründige Böden bzw. erodierte Böden vorherrschen, die in älteren Basislagen entwickelt sind. Jüngere periglaziale Lagen sind vermutlich abgetragen worden. Die Leitbodenform unter Wald sind mittelbasische bis basenreiche erodierte Braunerden. Durch landwirtschaftliche Nutzung wurde deren Ah- und Bv-Horizont vermischt, so dass sie als Regosole erscheinen. Diese Substrate weisen den höchsten Grobbodengehalt im Untersuchungsraum auf. Zwar sind sie naturbedingt steinreich, jedoch dürfte die Auswaschung von Feinboden zur weiteren residualen Anreicherung des Bodenskeletts geführt haben. Diese lösslehmarmen bis -freien periglazialen Lagen nehmen einen Flächenanteil von ca. 15% ein. Die von der Ausbreitung bedeutsamsten Substrate sind im Gebiet der basischen Magmatiten allerdings die lösslehmhaltigen bis -reichen periglazialen Lagen, die etwa 35% der Gesamtfläche einnehmen. Sie enthalten als Nebengemenge häufig Laacher-See-Tephra. In ihnen sind in Abhängigkeit zur Nutzung ebenfalls überwiegend erodierte Braunerden und Regosole entwickelt, die mit steigendem Lösslehmgehalt zur Pseudovergleyung neigen. Insbesondere bei der Anwesenheit von Basalttuffen ist auch eine schwache Lessivierung zu beobachten. Die Böden sind meso- bis eutroph, wobei sich anscheinend mit steigendem Lösslehmanteil die Nährstoffversorgung verschlechtert.
Das Verteilungsmuster der Substrate, die intermediäre Magmatite enthalten, zeigen die gleiche Reliefabhängigkeit wie bei den basischen Magmatiten. In den erosionsgefährdeten Reliefpositionen befinden sich die lösslehmarmen bis -freien periglaziale Lagen, die in geschützteren Hanglagen lösslehmreicher werden. In etwa 6% der Oberböden sind intermediäre Magmatite des Tertiär enthalten, wobei lösslehmarme bzw. -freie periglaziale Lagen und jene mit höherem Lösslehmanteil etwa gleich häufig auftreten. Auch in diesen Substraten sind gering entwickelte Böden wie Regosole und erodierte Braunerden typisch. Der geringere Basengehalt des Untergrundgesteins führt zu einer schlechteren Nährstoffversorgung, die sich häufig auch in schwachen Podsolierungen äußert. Teilweise sind auch Pseudogleymerkmale vorhanden.

Die jüngsten Substrate stammen aus dem Holozän. Hierbei handelt es sich um die schon erwähnten Solum- und Auensedimente. Ihre Entstehung steht mit der starken Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Flächen während des Mittelalters in Beziehung, wodurch nutzungsbedingt eine erheblich verstärkte Bodenerosion einsetzte. Das von den Talhängen abgeschwemmte Bodenmaterial wurde teilweise im Unterhangbereich bzw. im Tiefenbereich der Täler wieder abgelagert (Solumsediment) oder es gelangte bis in die Fließgewässer, wo es später in den Auen sedimentierte. Etwa 20% der Oberböden sind in Solumsedimenten entwickelt. Aber auch die periglazialen Lagen zeigen häufig die Auswir-

kungen der Bodenbearbeitung. Dies äußert sich in kleinräumigen Umlagerungen durch Verschwemmung und Pflugarbeit. Sofern solche Umlagerungen nur geringmächtig sind und nicht zu merklichen Veränderungen der petrographischen Zusammensetzung geführt haben, werden sie in der Substratkarte nicht gesondert ausgewiesen, sondern fallen in die entsprechenden Gruppen der periglazialen Lagen.

Im Vergleich zu anderen Landesteilen ist das Klima im Untersuchungsgebiet relativ kühl und niederschlagsreich. Die mittlere Jahrestemperatur liegt im Untersuchungsraum überwiegend zwischen 7 und 8°C. Im Bereich des Hohen Westerwalds kann 7°C sogar geringfügig unterschritten werden (Deutscher Wetterdienst 1957, 2001). Das mehrjährige Monatsmittel zeigt eine jährliche Schwankungsbreite von ca. 17°C. Die Vegetationsperiode (Tagesmittel ≥10°C) währt im Untersuchungsraum 140 bis 150 Tage. Nur in den nördlichen Höhenlagen sinkt sie noch etwas weiter ab.
Die mittleren Jahresniederschläge schwanken auf Blatt Westerburg überwiegend zwischen 900 und 1150 mm. Hierbei zeigt sich eine ausgeprägte Abhängigkeit der Niederschlagsmenge von der Höhenlage. Während in den tieferen Lagen des südlichen Blattgebietes (< 350 mNN) im Mittel ca. 940 mm fallen, steigen sie im Norden mit dem Übergang zur Westerwälder Basalthochfläche rasch auf über 1100 mm an. Während der Jahresgang des Niederschlags gerade unterhalb 350 mNN relativ ausgeglichen ist, steigen mit zunehmender Höhe insbesondere die Niederschläge des Winterhalbjahrs an. Das Niederschlagsmaximum liegt dort in den Monaten November bis Januar. Die trockensten Monate sind allgemein Februar, April und September. Die mittlere Zahl an Nebeltagen liegt bei etwa 50-100 Tagen. Auch hier besteht eine Abhängigkeit von der Höhenlage. An der nördlich von Westerburg befindlichen Station Bad Marienberg wurden im Mittel 143 Nebeltage festgestellt (siehe Tab. 2). Insbesondere im Winterhalbjahr muss dort an jedem 2. Tag mit Nebel gerechnet werden. Dies kann für den Eintrag von Luftschadstoffen von Bedeutung sein.

Tab. 2 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschläge und der Anzahl der Nebeltage (Auswertezeitraum 1961-1990)

(schrift. Mitt. Deutscher Wetterdienst, Geschäftsfeld Klima- und Umweltberatung, Trier, 2001)

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Station: Niederelbert (250 mNN) (nahe Montabaur)													
Niederschlag (mm)	87,5	70,0	87,6	70,8	76,0	85,3	80,5	77,4	72,1	74,3	91,2	94,9	967,6
Mitt. Temp. (°C)	-0,2	0,6	3,7	7,3	12,1	15,3	16,7	16,1	12,8	8,6	3,9	1,1	8,2
Nebeltage	6	4	5	2	2	1	1	3	6	9	7	5	51
Station: Selters (262 mNN)													
Niederschlag (mm)	77,2	60,5	70,5	62,8	70,7	84,7	86,1	83,9	67,8	65,6	83,8	86,8	900,4
Station: **Westerburg** (355 mNN)													
Niederschlag (mm)	103,9	77,3	95,2	77,5	75,8	86,5	92,4	87,1	77,8	86,2	111,6	125,7	1097,0
Station: Linden/Westerwald (464 mNN) (nahe Dreifelden)													
Niederschlag (mm)	104,4	75,0	93,4	80,0	81,7	93,7	96,6	95,6	85,9	85,0	106,1	117,3	1114,7
Station: Bad Marienberg (547 mNN)													
Niederschlag (mm)	112,9	80,7	100,0	82,6	83,6	99,6	96,2	98,1	84,3	91,8	114,8	123,8	1168,4
Mitt. Temp. (°C)	-1,6	-0,9	2,2	5,8	10,6	13,4	15,3	15,0	11,9	7,8	2,6	-0,3	6,8
Nebeltage	19	13	12	9	7	7	7	8	10	14	17	20	143

Das Untersuchungsgebiet liegt innerhalb des Westerwaldkreises, der mit 989 km^2 flächenmäßig größte rheinland-pfälzische Landkreis. Die Bevölkerungsdichte entspricht im Landkreis mit 204 Einw./km^2 etwa dem Landesdurchschnitt (Statistisches Landesamt 2000). Die mittlere Bevölkerungsdichte der rheinland-pfälzischen Landkreise beträgt hingegen nur 161 Einw./km^2.

Nutzung	km²	%
Wald- und Gehölzfläche	47,20	36,47
Laubwald	17,38	13,43
Laub- und Nadelwald	5,64	4,36
Nadelwald	24,18	18,68
Ackerland	17,59	13,59
Grünland	51,16	39,53
Baumschule	0,01	0,01
Gartenland	0,11	0,09
Feuchtgebiete	0,50	0,39
Siedlungsflächen	9,53	7,36
Siedlungsfreiflächen	0,65	0,50
Industrie und Gewerbe	0,84	0,65
Bergbau	0,38	0,29
Kläranlage	0,07	0,05
Verkehr	0,24	0,19
Wasserflächen	1,11	0,86
Bauwerke an Gewässern	0,02	0,02
Gesamtfläche*	129,41	100,00

* die Flächen beziehen sich auf den rheinland-pfälzischen Anteil

Tab. 3
Flächennutzung im Untersuchungsraum
(Flächenanteile aus der Nutzungskarte abgeleitet)

Der Untersuchungsraum gehört jedoch zu den schwächer besiedelten Teilen des Kreises. Die Hälfte der Gemeinden weist eine Bevölkerungsdichte von weniger als 130 Einw./km² auf und bei 75% liegt die Einwohnerzahl unter 800 (Stand 1990, Statistisches Landesamt 1992). Zentrum des Untersuchungsraums ist die Stadt Westerburg mit mehr als 5000 Einwohner und einer Bevölkerungsdichte von 279 Einw./km². Der Bevölkerungsanstieg verlief im Westerwaldkreis in den letzten Jahrzehnten deutlich über der mittleren Entwicklung aller Landkreise. Zwischen 1939 und 1987 nahm die Einwohnerzahl um 46% zu (Statistisches Landesamt 1992). Der Zuwachs erklärt sich vor allem in der günstigen wirtschaftlichen Entwicklung der Gewerbebetriebe und dem Angebot an preiswertem Bauland. Entsprechend hoch ist der Anteil der Berufspendler, der 1987 bei 66% lag (Statistisches Landesamt 1992).

Etwa 53% des Untersuchungsraums wird landwirtschaftlich genutzt (siehe Tab. 3). Insbesondere die klimatischen Verhältnisse begünstigen die extensive Nutzung als Dauergrünland. Dessen Anteil an den landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) ist daher mit 74% ungewöhnlich hoch. Bei den landwirtschaftlichen Betrieben im Westerwaldkreis handelte es sich 1991 zu 61% um Futterbaubetriebe, einer der höchsten Anteile im Landesvergleich (Statistisches Landesamt 1995). Dies erklärt auch die überdurchschnittliche Bedeutung der Viehwirtschaft. Der Ackerlandanteil an der LNF ist im Untersuchungsraum mit 26% entsprechend niedrig (Rheinland-Pfalz = 56% (Statistisches Landesamt 2000)).
In den letzten 50 Jahren sank die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe im Westerwaldkreis von 14400 auf 1133 (-92%) und ihre Nutzfläche um 50% (Statistisches Landesamt 1992, 2000). Dies ist der stärkste Rückgang aller Landkreise. Der Anteil der Haupterwerbsbetriebe liegt dabei deutlich unter dem Landesdurchschnitt, was ein weiterer Hinweis für die eher extensive Bewirtschaftung ist.
Die gesamtwirtschaftliche Entwicklung verläuft im Westerwaldkreis seit Jahren im Vergleich zu anderen Landesteilen günstig. Die Realsteueraufbringungskraft je Einwohner lag 1999 mit DM 704.- etwas über dem Landesdurchschnitt und mehr als 20% über dem der Landkreise (Statistisches Landesamt 2000). Großen Anteil an der günstigen wirtschaftlichen Situation hat das produzierende Gewerbe. Regionaltypisch sind hierbei die keramische Industrie, das Baugewerbe und der Abbau von Tonen, Sanden und Kiesen. Der Beitrag der eher extensiv betriebenen Land- und Forstwirtschaft ist hingegen gegenüber anderen Landkreisen auffallend niedrig. Die Zahl der Erwerbstätigen in Land- und Forstwirtschaft lag 1987 nur noch bei 2,5% und ihr Anteil an den Gesamteinkünften war in keinem der Landkreise so gering.

Abb. 6 Tongrube zwischen Willmenrod und Weltersburg

Einen bedeutsamen Flächenanteil hat bzw. hatte der Bergbau im Untersuchungsraum. Hier sind die zahlreichen über das gesamte Kartenblatt verteilten Steinbrüche und die in Betrieb befindlichen Tongruben in der Umgebung der Gemeinden Guckheim, Willmenrod und Salz zu nennen. Ferner wurde früher im Schacht Anna bei Kaden Kohle gewonnen. Die aus ATKIS-Daten gewonnenen Flächenanteile (siehe Tab. 3) geben die Bedeutung des Bergbaus nur teilweise wider. Zum einen weil die Tongruben wieder verfüllt werden (u.a. mit Aushub der ICE-Neubaustrecke Frankfurt-Köln), zum anderen weil die stillgelegten Steinbrüche überwiegend innerhalb der Waldflächen liegen und nicht gesondert ausgewiesen werden.

Ca. 36% des Untersuchungsraumes sind bewaldet, damit liegt der Waldanteil niedriger als im Kreis- und Landesvergleich. Beim Baumbestand überwiegt mit 51% der Nadelwald. Mischbestände sind mit einem Anteil von ca. 4% vergleichsweise gering vertreten.

Abb. 7 Himburg (Gemeinde Rothenbach) (Übergang vom Dreifelder Weiherland zum Oberwesterwälder Kuppenland)

3. Untersuchungsmethodik

3.1. Beprobung und Beprobungsraster

Das Untersuchungsgebiet ist in Rasterflächen aufgeteilt, in denen - variabel festgelegt - jeweils mindestens ein Untersuchungsstandort liegt. Als räumliches Bezugssystem dient das durch die Gitterpunkte der TK 25 vorgegebene Raster von 1 km^2. Die Verteilung der Entnahmepunkte wurde so gewählt, dass die Flächenanteile den naturräumlichen Gegebenheiten und der Nutzungsverteilung des Kartenblattes nahe kommt, ohne dass kleinsträumige anthropogene Veränderungen und punktuelle Verdachtsflächen erfasst wurden.
Während der Geländearbeiten wurden 156 Profile aufgenommen und gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden 1994) beschrieben. Sofern es die örtlichen Gegebenheiten zuließen, wurde mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis in eine Tiefe von 1 m sondiert. Dies ergab 524 Horizonte, wovon 333 beprobt wurden. Die horizontbezogene Beprobung der ersten 30 cm des Mineralbodens erfolgte überwiegend in kleinen Schürfgruben. Bei Waldböden wurde zusätzlich aus den O-Horizonten der organischen Auflage eine Mischprobe entnommen.
Die horizontbezogenen Proben bestanden aus mindestens 0,8-1 kg Feinboden (< 2 mm) bzw. 2 l organischer Auflage. Aus den Oberböden, die auch auf den Gehalt an organischen Schadstoffen untersucht werden sollten, wurden zusätzlich ca. 4,5 kg Feinboden entnommen, der umgehend gekühlt wurde.
Die Beprobung und Aufnahme der Geländesituation erfolgte zwischen August 2000 und Februar 2001 durch Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (Fa. TERRA PLAN HOFFMANN; Frankfurt).

3.2. Analytik

Die allgemeine Analytik, die Untersuchungen auf anorganische Spurenelemente und Radionuklide führte das Geologische Landesamt Rheinland-Pfalz durch. Die Analyse der organischen Schadstoffe erfolgte durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (Speyer).

3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung

- Anorganische Parameter: nach DIN ISO 11464 (Trocknen an der Luft, Abtrennung des Grobbodens (2 mm Sieb), für die Bestimmung von Gesamtgehalten (C, N, Carbonate, Königswasserextraktion) wird ein Teil des homogenisierten Feinbodens (<2mm) mit einer Achat-Kugelmühle feingemahlen), Lagerung bei Raumtemperatur in Kartonboxen.
- Organische Schadstoffe: Transport der homogenisierten, feldfrischen Probe in gekühlten Aluminiumboxen, Abtrennung des Grobbodens (8 mm Sieb), Bestimmung der organischen Schadstoffe und der Bodenfeuchte an Teilproben.
  - Weitere Aufbereitungsschritte bei den PCDD/F: Trocknung bei 40°C, Mahlen.

3.2.2. Allgemeine Analytik

- Korngrößenzusammensetzung: nach DIN 19683 Teil 2 (E DIN ISO 11277) (Sieb- und Pipettverfahren nach KÖHN); Zerstörung der org. Substanz bei Gehalten > 1,5 Gew.%.
- pH-Wert: nach DIN ISO 10390 (elektrometrische Bestimmung in 0,01 mol/l $CaCl_2$).
- Carbonate: nach DIN ISO 10693 (volumetrische Bestimmung nach SCHEIBLER).

- Gesamtkohlenstoff: nach DIN ISO 10694 (Wärmeleitfähigkeitsdetektion nach trockener Verbrennung)
- Organischer Kohlenstoff: indirekte Bestimmung nach DIN ISO 10694 (berechnet aus Gesamtkohlenstoffgehalt und Carbonatgehalt ($C_{org} = C_t - (0{,}12 \times CaCO_3)$)
- Gesamt-Stickstoff: nach DIN ISO 13878 (Wärmeleitfähigkeitsdetektion nach trockener Verbrennung).
- mobile Makroelemente: Extraktion nach DIN 19730 (Extraktionslösung: 1 mol/l NH_4NO_3); Bestimmung: ICP-OES (Ca, Mg, Al) (Nachweisgrenzen siehe Tab. 4).
- Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen: DIN 19684 Teil 8, Bestimmung: Flammenphotometer (Ca, K, Na), Flammen-AAS (Mg), elektrometrisch (H-Wert), KAK_{pot} = Summe der austauschbaren Kationen.
- Phosphor: DL-Methode nach VDLUFA (1991), spektralphotometrische Bestimmung.
- Kalium: DL-Methode nach VDLUFA (1991), flammenphotometrische Bestimmung.

3.2.3. Spurenelemente

Tab. 4 Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)
(Die Nachweisgrenzen beziehen sich auf den Gehalt im Boden)

Element	Mittlere Nachweisgrenze in mg/kg TB	
	Königswasser-Extraktion	NH_4NO_3-Extraktion
Al	-	0,05
As	0,1	0,01
Ca	-	1,0
Cd	0,005	0,001
Cr	0,1	0,001
Cu	0,1	0,005
Hg	0,006	0,00005
Mg	-	0,25
Ni	0,2	0,005
Pb	0,05	0,003
Zn	0,1	0,01

- mobile Spurenelemente: nach DIN 19730 (Extraktionslösung: 1 mol/l NH_4NO_3); Bestimmung: ICP-OES (Cu, Ni, Zn), G-AAS (As, Cd, Cr, Pb), FIMS (Hg)

- Spurenelemente (*Gesamtgehalt*): Königswasser-Extraktion nach DIN ISO 11466; Bestimmung: Flammen-AAS (Cr, Cu, Ni, Pb), G-AAS (As, Cd), FIMS (Hg), ICP-OES (Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Zn)

3.2.4. Organische Schadstoffe

- Biozide (außer Pentachlorphenol), polychlorierte Biphenyle: nach DIN 38407 Teil 2 und AbfKlärV (1992); Aceton-Wasser-(2:1)-Extraktion in Gegenwart von NaCl nach Ultraschall-Vorbehandlung, Konzentrieren des Extraktes am Rotationsverdampfer, gel- oder säulenchromatographische Vorreinigung (clean-up), Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor oder Elektroneneinfangdetektor.
- Pentachlorphenol: Wasserdampfdestillation aus schwefelsaurer (pH 1), wässeriger Suspension; Reinigung und Anreicherung mit Toluol/Dichlormethan; Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor.

Tab. 5 Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Biozide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)

Verbindung (Trivialname) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Quantitative Nachweisgrenze µg/kg TB
Aldrin (309-00-2)	$C_{12}H_8Cl_6$	1
o,p´-DDD (TDE)	$C_{14}H_{10}Cl_4$	1
p,p´-DDD (TDE) (72-54-8)	$C_{14}H_{10}Cl_4$	1
o,p´-DDE (3424-82-6)	$C_{14}H_8Cl_4$	1
p,p´-DDE (72-55-9)	$C_{14}H_8Cl_4$	1
o,p´-DDT (789-02-6)	$C_{14}H_9Cl_5$	1
p,p´-DDT (50-29-3)	$C_{14}H_9Cl_5$	1
Dieldrin (60-57-1)	$C_{12}H_8Cl_6O$	1
Endrin (72-20-8)	$C_{12}H_8Cl_6O$	1
Heptachlor (76-44-8)	$C_{10}H_5Cl_7$	1
Heptachlorepoxid (1024-57-3)	$C_{10}H_5Cl_7O$	1
Hexachlorbenzol (HCB) (118-74-1)	C_6Cl_6	1
α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH) (319-84-6)	$C_6H_6Cl_6$	1
β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH) (319-85-7)	$C_6H_6Cl_6$	1
γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)(Lindan) (58-89-9)	$C_6H_6Cl_6$	1
δ-Hexachlorcyclohexan (δ-HCH) ()	$C_6H_6Cl_6$	1
Methoxychlor (72-43-5)	$C_{16}H_{15}Cl_3O_2$	1
Pentachlorphenol (87-86-5)	C_6Cl_5OH	1
2,4,4´-Trichlorbiphenyl (PCB-Nr 28) (7012-37-5)	$C_{12}H_7Cl_3$	1
2,2´,5,5´-Tetrachlorbiphenyl (PCB-Nr 52) (35693-99-3)	$C_{12}H_6Cl_4$	1
2,2´,4,5,5´-Pentachlorbiphenyl (PCB-Nr 101) (37680-73-2)	$C_{12}H_5Cl_5$	1
2,2´,3,4,4´,5´-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 138) (35065-28-2)	$C_{12}H_4Cl_6$	1
2,2´,4,4´,5,5´-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 153) (35065-27-3)	$C_{12}H_4Cl_6$	1
2,2´,3,4,4´,5,5´-Heptachlorbiphenyl (PCB-Nr 180) (37680-73-2)	$C_{12}H_3Cl_7$	1

Tab. 6 Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)

Verbindung (Trivialname) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Quantitative Nachweisgrenze µg/kg TB
Naphthalin	$C_{12}H_8$	1
Acenaphthylen	$C_{12}H_8$	1
Acenaphthen	$C_{12}H_{10}$	1
Fluoren (86-73-7)	$C_{13}H_{10}$	1
Phenanthren (85-01-8)	$C_{14}H_{10}$	2
Anthracen (120-12-7)	$C_{14}H_{10}$	2
Fluoranthen (206-44-0)	$C_{16}H_{10}$	2
Pyren (129-00-0)	$C_{16}H_{10}$	2
Benzo(a)anthracen (56-55-3)	$C_{18}H_{12}$	3
Chrysen (218-01-9)	$C_{18}H_{12}$	3
Benzo(b)fluoranthen	$C_{20}H_{12}$	3
Benzo(k)fluoranthen (20-70-89)	$C_{20}H_{12}$	3
Benzo(a)pyren (*Benzo(def)chrysen*) (50-32-8)	$C_{20}H_{12}$	4
Benzo(e)pyren	$C_{20}H_{12}$	3
Dibenzo(a,h)anthracen	$C_{22}H_{14}$	4
Benzo(g,h,i)perylen	$C_{22}H_{12}$	3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	$C_{22}H_{12}$	4
Anthanthren	$C_{22}H_{12}$	4

Tab. 7 Mittlere Nachweisgrenzen, Faktoren der Toxizitätsäquivalente und Summenformeln der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)
(Faktoren der Toxizitätsäquivalente (TE) aus AbfKlärV (1992))

Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Faktoren der Toxizitäts-äquivalente (TE)	Quantitative Nachweisgrenze ng/kg TB
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (1746-01-6)	$C_{12}H_4Cl_4O_2$	1,000	0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzo-p-dioxin (40321-76-4)	$C_{12}H_3Cl_5O_2$	0,500	0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (39227-28-6)	$C_{12}H_2Cl_6O_2$	0,100	0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (57653-85-7)	$C_{12}H_2Cl_6O_2$	0,100	0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (19408-74-3)	$C_{12}H_2Cl_6O_2$	0,100	0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzo-p-dioxin (35822-46-9)	$C_{12}HCl_7O_2$	0,010	0,3
Octachlor-dibenzo-p-dioxin (3268-87-9)	$C_{12}Cl_8O_2$	0,001	0,3
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzofuran (51207-31-9)	$C_{12}H_4Cl_4O$	0,100	0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-41-6)	$C_{12}H_3Cl_5O$	0,050	0,3
2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-31-4)	$C_{12}H_3Cl_5O$	0,500	0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (70648-26-9)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (57117-44-9)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzofuran (72918-21-9)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (60851-34-5)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzofuran (67562-39-4)	$C_{12}HCl_7O$	0,010	0,3
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor-dibenzofuran (55673-89-7)	$C_{12}HCl_7O$	0,010	0,3
Octachlor-dibenzofuran (1010-77-1)	$C_{12}Cl_8O$	0,001	0,3

- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): nach DIN 38407 Teil 2 und AbfKlärV (1992); Aceton-Wasser-(2:1)-Extraktion in Gegenwart von NaCl nach Ultraschall-Vorbehandlung, Konzentrieren des Extraktes am Rotationsverdampfer (siehe auch VDLUFA 1996).
- Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F): Mischen des getrockneten Bodens mit Seesand, Zugabe von C13-Dioxinstandards, Extraktion mit Toluol am Soxhlet, Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
  Das 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalent (TE) errechnet sich aus der Summe der untersuchten PCDD/F, bei denen zuvor die jeweiligen Massenkonzentrationen (in ng/kg) mit den in Tab. 7 ersichtlichen TE-Faktoren multipliziert wurden. Die Faktoren der AbfKlärV (1992) entsprechen dem internationalen Äquivalenzsystem („NATO-Werte“). PCDD/F-Gehalte unter der Nachweisgrenze werden nicht berücksichtigt.

3.2.5. Radionuklide

Tab. 8 Mittlere Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der Radionuklide

Radio-nuklid	Mittlere Nachweisgrenze Bq/kg TB	Halb-wertszeit (a)
^{60}Co	0,2 - 0,5	5,3
^{134}Cs	0,2 - 1,2	2,1
^{137}Cs	0,5 - 5,0	30,3
^{125}Sb	0,7 - 1,6	2,8

- Probenvorbereitung: nach E DIN ISO 11464 (Trocknen an der Luft, Abtrennung des Grobbodens (2mm Sieb)), Lagerung bei Raumtemperatur in Kartonboxen.
- Bestimmung: Gammaspektrometrisch (koaxialer p-Typ HP-Germanium-Detektor).
  In Abhängigkeit von Probenmenge und Messzeit variiert die Nachweisempfindlichkeit in einem relativ weiten Bereich. Richtwerte für die Nachweisgrenze bei mittleren Bedingungen sind in Tab. 8 aufgeführt.

3.3. Auswertung

3.3.1. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze differiert element- bzw. parameterspezifisch in einem gewissen Maß. Aufgrund unterschiedlicher Messtechnik, variierenden Einwaagen und schwankenden Leerwerten können einheitliche Nachweisgrenzen nicht definiert werden. Für jede Extraktionsmethode wurde eine element- bzw. parameterspezifische mittlere Nachweisgrenze ermittelt, die sich auf die Gehalte im Boden bezieht.
In Fällen, in denen konkrete Zahlenwerte benötigt werden (z.B. bei der Summenbildung von Stoffgruppen), wird bei Unterschreitung der Nachweisgrenze der Wert 0 eingesetzt.

3.3.2. Statistische Auswertung

Folgende statistische Kenngrößen wurden für einzelne Datenkollektive ermittelt:

- Anzahl der Messwerte
- Prozentualer Anteil der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze
- Minimum und Maximum
- 25., 50., 75., 90. Perzentil
- obere Ausreißergrenze

Geowissenschaftliche Datenkollektive sind meist nicht normalverteilt, sondern es treten überwiegend unimodale linksversteilte Verteilungskurven auf. Aus diesem Grund wurden als statistische Maßzahlen verschiedene Perzentile herangezogen. Im Gegensatz zum arithmetischen Mittel oder der Standardabweichung sind sie vom Verteilungstyp unabhängig und korrekt bestimmbar. Perzentile sind weniger empfindlich gegenüber Ausreißerwerten und lassen eine sinnvolle Bearbeitung der Werte unter der Nachweisgrenze zu. Die Berechnung erfolgt mit einer linearen Interpolation des aufsteigend sortierten Datenkollektivs:

P.: Perzentil
k: Rangplatz, ganzzahliger Teil von *v*
f: Dezimalteil von *v*
n: Probenanzahl
x: (*Mess*-)Wert des Rangplatzes

$$v = nP./100+0,5$$

$$P. = (1-f)x_k + fx_{k+1}$$

Das 50. Perzentil (Median) (*Synonym: Zentralwert, Stellungsmittel*) ist der Wert, über bzw. unter dem sich 50 % aller Fälle befinden. Im Falle einer Normalverteilung der Messwerte entspricht der Median dem arithmetischen Mittel. Im Wertebereich zwischen dem 25. und 75. Perzentil liegen 50% der Proben, deren Abstand als Interquartilabstand bezeichnet wird. Er dient als Streuungsmaß und wird bei Spannweitendiagrammen (Boxplot) als Kasten dargestellt (siehe Abb. 8).
Das 90. Perzentil dient häufig als Orientierungs- oder Hintergrundwert zur Abgrenzung einer merklichen anthropogenen Belastung (LABO 1994, PRÜEß 1994).
Zwar sind Perzentile relativ stabil gegenüber Ausreißern, aber auch sie sind in Beziehung zur Fallzahl zu setzen. Für die statistische Absicherung des 90. Perzentils muss die Stichprobenzahl ≥ 10 sein. Bei einer geringeren Fallzahl werden die Ergebnisse kursiv dargestellt. Unterliegt z.B. eine Substratgruppe mit geringer Fallzahl einer erheblichen anthropogenen Belastung, eignet sich auch das 90. Perzentil, gegebenenfalls auch das 75. Perzentil nicht mehr zur Ausgrenzung kontaminierter Gehalte.

Ausreißer sind Werte, die das 75. Perzentil bzw. das 25. Perzentil um mehr als das 1,5-fache des Interquartilabstandes über- bzw. unterschreiten. In den Tabellen wird der höchste Messwert angegeben, der im jeweiligen Datenkollektiv die berechnete Ausreißergrenze noch unterschreitet.

Bei den *Allgemeinen Parametern* werden nur die Ergebnisse für Rheinland-Pfalz angegeben, da die regionale Statistik keine signifikanten Unterschiede zeigt. Ansonsten werden die statistischen Daten des Untersuchungsraumes mit denen des Gesamtdatenbestandes verglichen. In den Tabellen sind in den mit „Herkunft *RP*“ gekennzeichneten Zeilen die Substrate aufgeführt, die sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in anderen Landesgebieten vorkommen. Die statistischen Kennwerte des Untersuchungsraums sind in den Zeilen mit „5413“ markiert. In diesen Tabellen können auch Substrate aufgeführt sein, die bislang nur im Untersuchungsgebiet angetroffen wurden. Sollten Substrate von Blatt 5413 Westerburg eine sehr geringe Fallzahl aufweisen, werden nur die landesweiten Daten dargestellt.

3.3.2.1. Berechnung des Gefährdungspotentials (INGRID BAUER & MATTHIAS HAUENSTEIN)

In die Berechnung des Gefährdungspotentials, das von den Spurenelementen im Boden ausgehen kann, fließen sowohl der „Gesamtgehalt“ (Königswasser-Extraktion) als potentiell freizusetzende Schadstoffmenge als auch der Mobilanteil (Ammoniumnitrat-Extraktion) als Maß für die Verlagerungsfähigkeit bzw. Pflanzenverfügbarkeit ein.

$$GP = \frac{1}{3} * \frac{SE_{ges}}{PWF[SE_{ges}]} + \frac{2}{3} * \frac{SE_{mob}}{PW[SE_{mob}]}$$

GP:	Gefährdungspotential
SE_{ges}:	„Gesamtgehalt“ eines Spurenelements im Boden (mg/kg)
SE_{mob}:	Mobilanteil (mg/kg)
$PWF[SE_{ges}]$:	Prüfwertfunktion für „Gesamtgehalte“
$PW[SE_{mob}]$:	allgemeiner Prüfwert für Mobilanteile nach PRÜEß (1992)

Als Relativierungsgröße für die Gesamtgehalte wird eine flexible Prüfwertfunktion (PWF) verwendet, da starre Grenzwerte die natürlichen Vorgänge im Boden nur unzureichend beschreiben. Gleiche Gesamtgehalte sind in sandigen, sorptionsarmen Substraten kritischer zu bewerten als in bindigen, tonreichen Böden, die auch geogen höhere Spurenelementmengen enthalten. Die Prüfwertfunktion wächst mit dem Tongehalt und stellt eine Grenze dar, oberhalb der der Spurenelementgehalt als Ausreißer oder Extremwert gilt. Für die Berechnung dieser Prüfwertfunktion wurden aus dem gesamten Datenbestand alle Substrat- bzw. Nutzungsgruppen eliminiert, die von vornherein erhöhte anthropogene Belastungen erwarten lassen (anthropogene Substrate, Auenböden, bergbaulich belastete Regionen). Zusätzlich wurden Datenkollektive aus allen Standorten mit ausschließlich landwirtschaftlicher bzw. mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzung gebildet. An diesen verschiedenen Probenmengen wurden für möglichst dichte Tongehaltsklassen (4%-Intervalle, sofern möglich mit Klassenstärken n>50) Ausreißergrenzen berechnet (Def. Ausreißergrenze siehe 3.3.2.), oberhalb derer die Gehalte als Ausreißer oder Extremwerte gelten.
Schließlich erhält man aus diesen Punkten über eine Kurvenanpassung mit verschiedenen mathematischen Modellen (ANLAUF & KERSEBAUM 1988) die Prüfwertfunktionen. Tab. 9 zeigt die Funktionsvorschriften in Abhängigkeit vom Tongehalt und die Maximalwerte, denen sich die Funktionen mit wachsenden Tongehalten nähern (exponentielle Modelle) bzw. die bei hohen Tongehalten angenommen

werden (sphärische Modelle). Mit Ausnahme von Arsen und Nickel bleiben diese Kurven alle unterhalb der Grenzwerte der Klärschlammverordnung. Aktuelle Spurenelementgehalte oberhalb dieser Prüfwertfunktion sind als anormal einzustufen. Sie liegen in der Regel erheblich über dem geogenen Niveau (vgl. BAUER et al. In: HAUENSTEIN & BOR 1996).
Für den Mobilanteil gibt es gegenüber den statistisch hergeleiteten Ausreißergrenzen der Gesamtgehalte mit dem allgemeinen Prüfwert von PRÜEß (1992) (PW_{mob}) eine toxikologisch begründete Größe im Hinblick auf den Boden/Pflanze/Mensch-Transfer. Spurenelementgehalte unter diesem Prüfwert können als unbedenklich gelten, und zwar sowohl im Hinblick auf eine Pflanzenaufnahme (Nutzpflanzenqualität) als auch bezüglich einer Tiefenverlagerung.
Für das Gefährdungspotential ergibt dies bei Mobilgehalten bis maximal PW_{mob} und Gesamtgehalten bis maximal PWF_{ges} einen Wert ≤ 1, der als unbedenklich eingestuft wird. Höhere Werte zeigen in Stufen an, um das Wievielfache die tolerierbaren Werte überstiegen werden.

Tab. 9 Prüfwertfunktionen für Spurenelement-Gesamtgehalte und allgemeine Prüfwerte* für mobile Spurenelemente (*nach PRÜEß 1992)

Prüfwertfunktionen für Spurenelement-Gesamtgehalte (*Königswasser-Extraktion*): PWF [SE_{ges}]	Maximalwerte der PWF [SE_{ges}] [mg/kg]	PW [SE_{mob}] (= PW_{mob} allgemeine Prüfwerte für Mobilgehalte) [mg/kg]
$PWF\,[As] = 5 + 17 \cdot (1 - e^{\frac{(-3) \cdot Ton}{50}})$	22	0,1
$PWF\,[Cd] = \begin{cases} 0{,}5 + 0{,}3 \cdot \left(\frac{3 \cdot Ton}{50} - \frac{Ton^3}{2 \cdot 25^3}\right) & \text{für Ton} \leq 25 \\ 0{,}8 & \text{für Ton} > 25 \end{cases}$	0,8	0,02
$PWF\,[Cr] = 10 + 80 \cdot (1 - e^{\frac{(-3) \cdot Ton}{70}})$	90	0,05
$PWF\,[Cu] = 18 + 32 \cdot (1 - e^{\frac{(-3) \cdot Ton}{70}})$	50	0,8
$PWF\,[Hg] = 0{,}25 + 0{,}15 \cdot (1 - e^{\frac{(-3) \cdot Ton}{70}})$	0,4	0,005
$PWF\,[Ni] = \begin{cases} 10 + 90 \cdot \left(\frac{3 \cdot Ton}{90} - \frac{Ton^3}{2 \cdot 45^3}\right) & \text{für Ton} \leq 45 \\ 100 & \text{für Ton} > 45 \end{cases}$	100	1
$PWF\,[Pb] = \begin{cases} 40 + 60 \cdot \left(\frac{3 \cdot Ton}{60} - \frac{Ton^3}{2 \cdot 30^3}\right) & \text{für Ton} \leq 30 \\ 100 & \text{für Ton} > 30 \end{cases}$	100	0,3
$PWF\,[Zn] = \begin{cases} 40 + 140 \cdot \left(\frac{3 \cdot Ton}{60} - \frac{Ton^3}{2 \cdot 30^3}\right) & \text{für Ton} \leq 30 \\ 180 & \text{für Ton} > 30 \end{cases}$	180	5

Als weitere Ergänzung zur Größe des Gefährdungspotentials wird ein auf 30 cm Bodentiefe normiertes, gewichtetes Gefährdungspotential (GGP) berechnet. Es besteht wiederum aus einem arithmetischen Mittel, in das die elementspezifischen Gefährdungspotentiale der einzelnen Horizonte innerhalb der oberen 30 cm Bodentiefe, gewichtet um ihre jeweiligen Horizontmächtigkeiten, eingehen. Dieses Maß berücksichtigt nicht nur den obersten Mineralbodenhorizont, der besonders in Waldböden oft nur geringmächtig ist und erheblich höhere Gehalte als die unterlagernden Horizonte aufweisen kann. Es relativiert somit das häufig hohe Gefährdungspotential des obersten geringmächtigen Mineralboden-

horizonts der Waldböden und verbessert die Vergleichbarkeit zu den gepflügten Oberböden der Ackerstandorte.

Tab. 10 Ermittlung des gewichteten Gefährdungspotential (GGP) an einem Beispielprofil

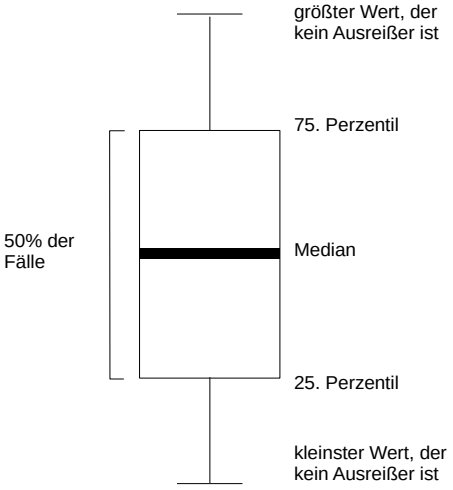
Horizont	Ober-grenze	Unter-grenze	Mächtigkeit in cm	GP	GP x Mächtigkeit		**GGP**
Ahe	0	4	4	8,4	33,6		
Ah-Bv	4	19	15	2,6	39,0		
Bv	19	42	(23) 11*	0,9	9,9		
					Σ 82,5	/30	**2,8**

* durch Überschreitung der Gesamtmächtigkeit von 30 cm werden nur 11 cm berücksichtigt

In der Gesamtheit ergibt sich ein dimensionsloses Maß, mit dem die untersuchten Spurenelemente in folgende 5 Gefährdungskategorien eingeordnet werden:

< 0,2	sehr geringes Gefährdungspotential
0,2 - 0,7	geringes Gefährdungspotential
0,7 -1,5	mittleres Gefährdungspotential
1,5 - 3,0	hohes Gefährdungspotential
> 3,0	sehr hohes Gefährdungspotential

3.3.3. Graphische Darstellung



Der Boxplot (siehe Abb. 8) fasst die Informationen über die Verteilung der Werte weiter zusammen und stellt sie graphisch dar. Die untere Grenze des Kastens gibt das 25. Perzentil und die obere Grenze das 75. Perzentil an. Die Linie innerhalb des Kastens repräsentiert den Median. Die Länge des Spannweitendiagrammes (Interquartilabstand) liefert Aufschlüsse über die Variabilität der Beobachtungen. Boxplots eignen sich besonders für den Vergleich der Verteilungen von Messwerten in mehreren Gruppen.

Abb. 8 Schema eines Boxplots

3.3.4. Kartographische Darstellung

Allen thematischen Karten im Maßstab 1:50.000 wurden zur räumlichen Orientierung Ausschnitte der Topographischen Karte 1:50.000 L5512 Montabaur hinterlegt. Die Grenzen des topographischen Hintergrundes entsprechen der Topographischen Karte 1:25.000 Blatt 5413 Westerburg.

Die Nutzungskarte basiert auf ATKIS-Daten des Digitalen Landschaftsmodells (DLM) der Ausbaustufe 25/2. Für den Bodenzustandsbericht weniger wichtige Objektgruppen sind zusammengefaßt.
Die Nutzungskarte wird den Karten, die die Gehalte an organischen Schadstoffen darstellen, hinterlegt, da es sich um weitgehend xenobiotische Stoffe handelt, deren Konzentrationen im Boden überwiegend von der Bodennutzung bestimmt werden. Sofern diese Stoffe analytisch nachgewiesen werden konnten, werden sie als Kreisdiagramme in der Karte dargestellt.
Die Substratkarte dient als Hintergrund für die thematischen Karten der Spurenelemente im Maßstab 1:50.000, da deren natürlicher Gehalt in erster Linie vom Ausgangssubstrat der Bodenbildung abhängig ist. Die Flächen sind nach der Gehaltsgruppe eingefärbt, in dem der jeweilige substratabhängige Medianwert des „Gesamt"-Gehaltes (Königswasser-Extraktion) liegt. Es handelt sich um substratspezifische Mittelwerte, die aus dem gesamten (landesweiten) Datenbestand berechnet wurden. Überschreitet der Elementgehalt an der Entnahmestelle den substratabhängigen Medianwert, wird der „Gesamt"- und der leicht mobilisierbare Gehalt in einem Kreisdiagramm dargestellt. Liegen die Konzentrationen sogar über dem substratspezifischen 90. Perzentil, wird der Anteil, der über diesem Wert liegt, durch ein schraffiertes „Tortenstück" hervorgehoben. Bei Unterschreitung des Mittelwerts wird die Probenahmestelle lediglich markiert.
Die mittleren Gehalte der Böden im Bereich der Siedlungsflächen können nicht dargestellt werden, da das Ziel der bodenkundlichen Landesaufnahme nicht die Kartierung der Stadtböden ist, zumal auch das Ausgangssubstrat dieser Böden inhomogen ist sowie sehr kleinräumig wechselt. Eine sinnvolle Darstellung im Maßstab 1:50.000 wäre auch aus diesem Grund nicht möglich gewesen. Daher wurde sich dort auf eine punktuelle Darstellung der Ergebnisse beschränkt.

Falls die Farbe des Kreisdiagramms sich erheblich von der Hintergrundfarbe abhebt und/oder der Anteil über dem 90. Perzentil dargestellt wird, ist in der Regel von einer deutlichen anthropogenen Komponente auszugehen.

Die Lagegenauigkeit der Kreisdiagramme ist im Mittel schlechter als 50 m, um aus Datenschutzgründen eine parzellen- bzw. personenbezogene Lokalisierung nicht zu ermöglichen.

4. Ergebnisse
4.1. Allgemeine Parameter
4.1.1. Korngrößenzusammensetzung

Die Korngrößenzusammensetzung (Textur) eines Bodens und ihre vertikale Verteilung innerhalb eines Bodenprofils wird maßgeblich vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung bestimmt. Das ursprüngliche Gemisch der Mineralkörner wird durch die Bodenbildung verändert. Die Textur des Bodens beeinflusst neben den organischen Bestandteilen entscheidend die wichtigsten Bodeneigenschaften. Grob verallgemeinert nehmen der geogene Gehalt anorganischer Bodeninhaltsstoffe und das Rückhalte- (Filter-) vermögen mit steigendem Feinanteil zu. Während die Gesamtkonzentration von Nährstoffen und potentiell ökotoxischen Elementen allgemein mit dem Tongehalt steigt, sinkt bei gleichen Randbedingungen gleichzeitig deren Verfügbarkeit um durchschnittlich 2 % pro Gew.% Ton (KUNTZE et al. 1988).
Weitere wichtige Bodeneigenschaften wie Erodierbarkeit und Ertragsfähigkeit werden von der Korngrößenzusammensetzung grundlegend beeinflusst. In hohem Maße sind schluff- und feinsandreiche Substrate potentiell durch Erosion gefährdet. Zum einen wird für die Verlagerung dieser Kornfraktionen eine nur geringe Transportenergie benötigt, zum anderen sind sie aber noch nicht bindig genug, um aus einzelnen Partikeln größere (=schwerere) Aggregate zu bilden. Eine hohe Ertragsfähigkeit weisen meist schluffreiche und lehmige Böden auf, da wesentliche Eigenschaften wie Luft- und Wasserhaushalt sowie Nährstoffgehalt in einem günstigen Verhältnis zueinander stehen.
Mit der Bodenart des Feinbodens (Ø <2 mm) wird das Mischungsverhältnis der drei Kornfraktionen Ton (T (Ø <0,002 mm)), Schluff (U (Ø 0,002-0,06 mm)) und Sand (S (Ø 0,06-2 mm)) charakterisiert. Die Bodenart Lehm (L) kennzeichnet Feinböden, in denen alle drei Kornfraktionen einen erheblichen Anteil besitzen.

Die Böden im Untersuchungsraum sind überwiegend in periglazialen Lagen (pfl) entwickelt (siehe 2.). Gerade die oberste Lage enthält neben dem Untergrundgestein meist einen variablen Anteil äolischer Fremdkomponenten. Hierbei handelt es sich vornehmlich um Lösslehm bzw. um Lössderivate, die eingeweht und mit dem liegenden Gestein (Lokalanteil) vermischt wurden. Die oberen Schichten enthalten zudem häufig merkliche Anteile intermediärer Tephren (+LTi) („*Bimstuff*"), die aus Eruptionen des Laacher See Vulkanismus stammen.
Typisch für Sedimente, die durch Wind transportiert wurden (äolischer Transport), ist die Dominanz einer Kornfraktion, die durch die selektive (sortierende) Wirkung des Windtransportes hervorgerufen wird. Bei Lösslehmen und Lössderivaten dominiert die Kornfraktion Schluff, bei den intermediären Tephren im Untersuchungsraum der (Mittel-)Sand. Die äolischen Fremdanteile des bodenbildenden Substrates veränderten in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis die ursprüngliche Korngrößenzusammensetzung der Lokalkomponente. Lösse und Lösslehme erhöhen den Schluffanteil, wodurch die bodenphysikalischen Eigenschaften sandiger und toniger Böden und infolgedessen deren Ertragsfähigkeit verbessert werden. Während die Löss- oder Lösslehmanteile in polymikten Substraten, die eine sandige oder tonige lokale Komponente besitzen, deutlich am Schluffmaximum erkennbar sind, ist dies in primär schluffreichen Substraten nur indirekt z.B. über die Bodenfarbe möglich.

Das Abschätzen des Anteils der äolischen Fremdkomponenten ist für die Betrachtung der Spurenelementgehalte von besonderer Bedeutung, da gerade die basischen Magmatite, die im Untersuchungsgebiet weitverbreitet sind, relativ spurenelementreich sind, so dass Lösslehm und/oder intermediäre Tephren verdünnend wirken. Praktisches Beispiel sind z.B. die Nickelgehalte, die bei den löss-

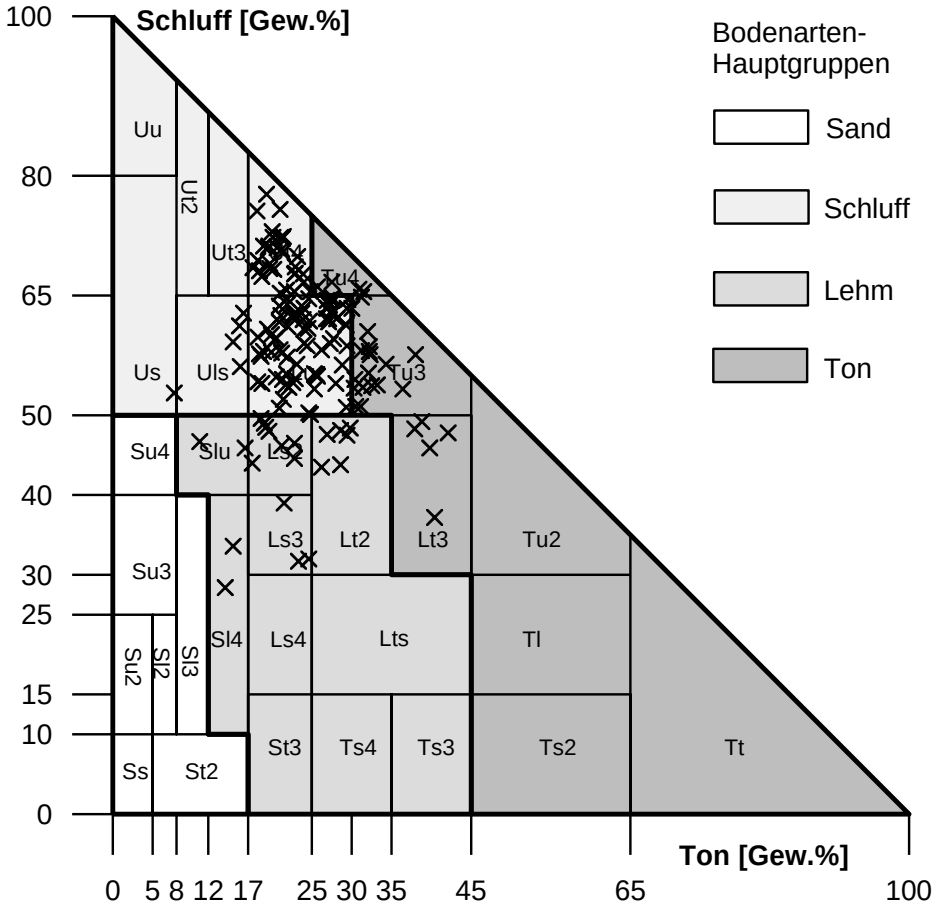


Abb. 9 Bodenarten des Feinbodens

lehmreichen Substraten des Bearbeitungsgebietes den Grenzwert der Klärschlammverordnung häufiger unterschreiten als in jenen mit geringem Lösslehmgehalt. Dies kann den Ausschlag geben, ob eine Klärschlammaufbringung auf Ackerböden zulässig ist oder nicht.

Obwohl der geologische Untergrund im Untersuchungsraum aus unterschiedlichen Gesteinen aufgebaut ist, hat dies nur einen geringen Einfluss auf die Korngrößenzusammensetzung der oberflächennahen Substrate. Vielmehr zeigt das Korngrößenspektrum im Feinboden eine nur geringe Varianz. Fast die Hälfte aller untersuchten Oberböden weisen die Bodenart schluffiger Lehm (Lu) auf. Weitere 32% entfallen auf die benachbarten Bodenarten stark toniger Schluff (Ut4) und mittel schluffiger Ton (Tu3) (siehe auch Abb. 9). Dies sind Bodenarten, die aus ≥ 50 Gew.% Schluff (U) bestehen. Wichtigste Fraktion innerhalb des Schluffs ist der Grobschluff (Ø 0,02-0,06 mm), der in fast der Hälfte der Oberböden mehr als 30 Gew.% des Feinbodens ausmacht. In fast allen Proben wurde ein höherer Grobschluff- als Mittelschluffgehalt festgestellt. In mehr als 30% der Proben ist der Grobschluffanteil sogar höher als Mittel- und Feinschluffgehalt zusammen. Ein Grund für den hohen Schluffgehalt der Böden im Untersuchungsgebiet dürfte an dem häufig erheblichen Lösslehmanteil der Substrate liegen. Ungefähr 70% der obersten Substratschichten sind lösslehmhaltig bis -reich. Zwar wurden nur an wenigen Standorten Substrate angetroffen, die ausschließlich aus Lösslehm (Lp) bestehen, aber es scheint, dass der Lösslehm in diesem Teil des Westerwaldes aussergewöhnlich schluffhaltig ist. An den wenigen untersuchten Böden aus reinem Lösslehm wurden Schluffgehalte von mehr als 70 Gew.% festgestellt. Die Einmengung dieser äolischen Fremdkomponente hat sicherlich zu den hohen Schluff-

Tab. 11 Statistische Kennwerte: Mediane der Kornfraktionen im Oberboden und deren typische Bodenart (Angaben in Gew.% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt-gruppe	Bodenart Untergruppe Kurzzeichen
YU	57	19,9	6,9	17,1	30,8	9,7	7,6	4,6	Schluff	Lu
YL	187	18,2	7,0	12,9	19,7	13,5	14,8	7,8	Lehm	Lt2
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	14	23,5	11,3	21,4	29,0	5,0	6,1	3,1	Schluff	Lu
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	17	27,5	10,2	20,8	30,9	3,3	4,7	1,8	Schluff	Lu
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	*6*	*24,2*	*9,5*	*22,1*	*30,8*	*4,8*	*5,5*	*2,6*	*Schluff*	*Lu*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	14	24,3	10,5	17,1	22,7	7,3	14,2	2,8	Schluff	Lu
Au	38	18,7	9,3	17,5	29,6	11,5	8,2	3,4	Schluff	Lu
Al	98	17,8	8,1	13,1	18,8	16,4	15,4	6,4	Lehm	Lt2
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	64	20,2	8,8	18,6	24,6	8,2	8,8	3,4	Schluff	Lu
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	20	23,4	10,2	20,5	27,0	6,0	6,4	3,8	Schluff	Lu
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	24	22,0	10,1	23,2	31,8	3,7	4,6	2,3	Schluff	Lu
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	*9*	*20,2*	*8,8*	*21,7*	*30,7*	*5,9*	*5,9*	*3,9*	*Schluff*	*Lu*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	*4*	*25,8*	*11,3*	*20,1*	*25,5*	*6,2*	*5,7*	*4,2*	*Lehm*	*Lt2-Ls2*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	*8*	*21,3*	*9,2*	*22,9*	*35,4*	*4,1*	*4,3*	*2,1*	*Schluff*	*Lu*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	60	20,2	9,1	15,4	19,4	7,8	16,1	8,1	Lehm	Ls2

gehalten beigetragen. Eine Rolle spielt aber vermutlich auch das Verwitterungsverhalten der Untergrundgesteine. Ein Hinweis hierfür liefert die Korngrößenzusammensetzung der lösslehmarmen bis -freien Substrate. Auch hier ist eine Betonung auf die Schluffkomponente festzustellen, so dass sie sich in der Korngrößenzusammensetzung nicht signifikant von lösslehmreicheren Böden unterscheiden.

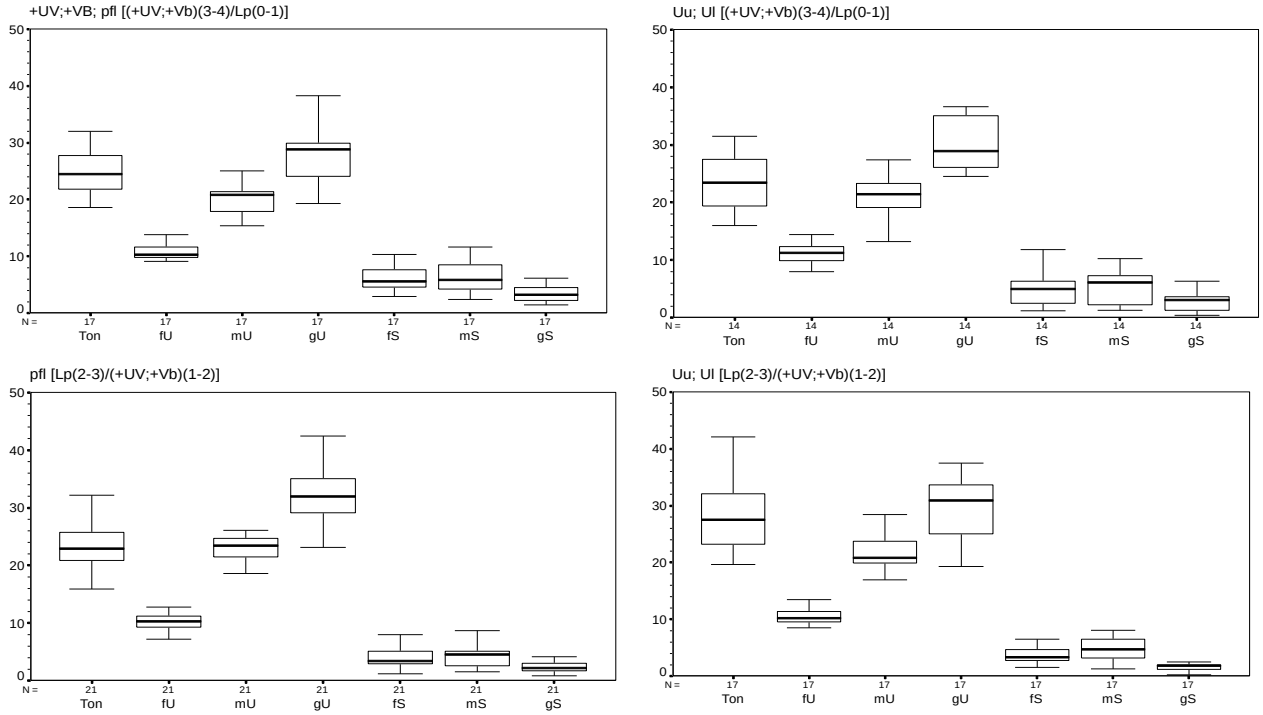


Abb. 10 Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Lösslehmarme und –reiche periglaziale Lagen und Solumsedimente der basischen Magmatite)
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Vermutlich sind die Untergrundgesteine durch physikalische Verwitterung vornehmlich in Schluffgröße zerfallen. Hätte die chemische Verwitterung überwogen, wäre eine stärkere Vertonung zu erwarten gewesen. Ein Beleg hierfür ist auch die Korngrößenzusammensetzung der tieferliegenden Basislagen aus basischen Magmatiten, die per Definition lösslehmfrei sind. Bestehen sie aus stark verwitterten Gesteinen, liegt ihr Schluffgehalt ebenfalls über 50 Gew.%. Nur bei hohem Grobbodengehalt sinkt vor allem der Schluffgehalt zugunsten der Sandfraktion. Typisch für diese Substrate ist dann die Bodenart mittel lehmiger Sand (Sl3). Dennoch ist nicht immer auszuschließen, dass der Lösslehmgehalt in den als lösslehmarm bis –frei angesprochenen Substraten unterschätzt worden ist. Die lösslehmarmen bis -freien Substrate der basischen Magmatite unterscheiden sich allerdings im Grobbodengehalt (>2 mm) von durchschnittlich 12 Gew.% deutlich von den übrigen Substratgruppen.

Tab. 12 Statistische Kennwerte: Grobbodenanteil (Korngröße >2 mm) im Oberboden

(Angaben in Gew.% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Mittlere Gemengeanteilsklassen des Grobbodens (nach KA4)
YU	57	0,0	0,0	**0,0**	11,2	17,1	-
YL	187	0,0	0,0	**8,8**	16,7	29,2	schwach steinig, kiesig, grusig
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	14	1,2	2,3	**6,7**	10,0	15,9	schwach steinig, kiesig, grusig
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	17	0,2	0,6	**1,7**	8,0	16,8	sehr schwach steinig, kiesig, grusig
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	*6*	*1,5*	*1,7*	***2,5***	*3,8*	*4,0*	*sehr schwach steinig, kiesig, grusig*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	13	0,3	0,6	**1,3**	1,9	2,2	sehr schwach steinig, kiesig, grusig
Au	37	0,0	0,0	**0,0**	4,1	17,3	-
Al	97	0,0	0,0	**5,2**	12,6	24,8	schwach steinig, kiesig, grusig
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	64	0,0	0,0	**0,0**	7,4	10,9	-
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	20	0,4	1,8	**11,5**	20,6	31,1	schwach steinig, kiesig, grusig
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	24	0,0	0,6	**2,8**	7,8	14,9	sehr schwach steinig, kiesig, grusig
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	*9*	*1,0*	*4,6*	***5,3***	*20,8*	*33,7*	*schwach steinig, kiesig, grusig*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	*4*	*0,8*	*1,4*	***2,5***	*3,8*	*4,6*	*sehr schwach steinig, kiesig, grusig*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	*8*	*0,6*	*0,6*	***1,2***	*2,2*	*5,3*	*sehr schwach steinig, kiesig, grusig*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	59	0,0	0,0	**1,1**	9,1	19,2	*sehr schwach steinig, kiesig, grusig*

Die Substrate, die merkliche Anteile an Laacher-See-Tephra enthalten (pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)], Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]), weichen in ihrer Korngrößenzusammensetzung am deutlichsten von den übrigen Substraten des Untersuchungsraum ab. Im Oberboden haben sie mit im Mittel fast 30 Gew.% den höchsten Sandgehalt. Der Sandanteil steht in direkter Beziehung zum Tephrengehalt. Während die lösslehmreichen Substrate bodenartlich dem reinen Lösslehm ähneln, verändert sich die Bodenart mit steigendem Tephrengehalt vom schwach sandigem Lehm (Ls2) zum mittel schluffigen Sand (Su3). An einem Standort westlich von Salz wurde in mehr als 1 m Tiefe eine Schicht angetroffen, die nur aus Lapilli der Laacher See-Tephra besteht. Dort wurde die Bodenart mittelsandiger Grobsand (gSms) festgestellt. Besonders auffällig ist in den tephrenhaltigen Deckschichten das Maximium in der mS-Fraktion (0,2-0,63 mm) (feinkörnige Aschen), was etwa der Hälfte des Gesamtsandes entspricht (siehe auch Abb. 11 und Tab. 11). Dies äußert sich auch in dem für die Substrate des Untersuchungsraums ungewöhnlich hohen mS/fS-Verhältnis von durchschnittlich 1,9. Diese Besonderheit wurde auch schon in vergleichbaren Substraten beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) beobachtet.

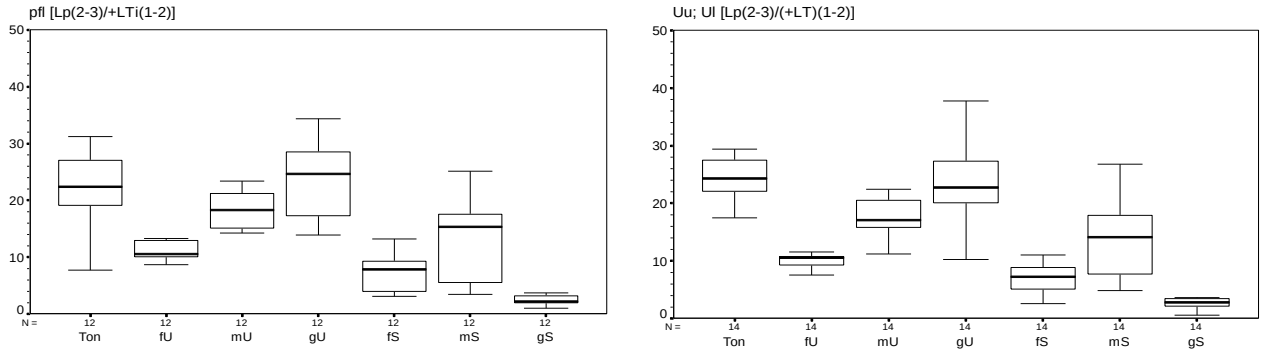


Abb. 11 Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Lösslehmreiche periglaziale Lagen und Solumsedimente der intermediären Tephren (*Laacher See Tephra*)
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Für die Bewertung von Spurenelementgehalten ist der Tongehalt von besonderer Bedeutung. Zahlreiche Spurenelemente korrelieren mehr oder weniger eng mit dem Tongehalt (siehe 4.2.ff). Da wie erwähnt die Korngrößenzusammensetzung der Oberböden relativ gleichförmig ist, variiert der Tongehalt entsprechend gering. Der mittlere Tongehalt liegt substratunabhängig auf Blatt Westerburg bei 23 Gew.% und in der Hälfte der Oberböden schwankt er im engen Bereich von 21 bis 28 Gew.%. Dies lässt allgemein mittlere geogene Spurenelementgehalte erwarten. Aber im Untersuchungsraum trifft dies gerade bei den Substraten der (ultra-)basischen Magmatiten oft nicht zu, da ihre besondere Mineralzusammensetzung solche Zusammenhänge überprägen.

4.1.2. pH-Wert und Carbonate

In der humiden gemäßigten Klimazone liegt der pH-Wert (Bodenreaktion) der Böden normalerweise im sauren Bereich (pH < 7). Durch den Eintrag anorganischer Säuren über den Niederschlag und die Bildung organischer Säuren im Oberboden neigen die Böden zu fortschreitender Versauerung. Das ist ein natürlicher Prozess, der je nach Pufferkapazität und Klima unterschiedlich schnell verläuft. Besonders durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe mussten aber die Böden seit der Industrialisierung erhebliche zusätzliche Säuremengen aufnehmen. Im Allgemeinen ist der pH-Wert in den obersten Horizonten (organische Auflage und/oder Oberboden) am niedrigsten und steigt mit zunehmender Tiefe. Hinsichtlich einer optimalen Pflanzenernährung bei gleichzeitig geringer Schadstoffmobilisierung ist eine schwach saure Bodenreaktion (pH 6-7) als optimal anzusehen. Viele Standorte wie z.B. Waldböden weisen aber naturbedingt einen deutlich niedrigeren pH-Wert auf. Jede anthropogen verursachte Veränderung des natürlichen pH-Wertes, sei es ein Anstieg oder ein Absinken, stellt einen erheblichen Eingriff in ein Ökosystem dar und hat Auswirkungen auf Fauna und Flora.

Die Substrate im gesamten Untersuchungsgebiet sind primär carbonatfrei, so dass ohne Kalkung generell saure Böden vorkommen. In den Oberböden der Substrate, die wechselnde Anteile basischer oder intermediärer Vulkanite und Lösslehm enthalten und mehr als 60% des Untersuchungsraums einnehmen, schwankt der mittlere pH-Wert zwischen pH 4,6 und 5,3. Nach der AG Boden (1994) werden sie als stark bis mittel sauer bewertet. Statistisch belegbare Unterschiede zwischen den Substraten der basischen und intermediären Magmatiten können nicht festgestellt werden. Oberböden, die in Substraten der intermediären Tephren entwickelt sind, scheinen auf den ersten Blick die tiefsten pH-Werte

Tab. 13 Statistische Kennwerte: pH-Wert im Oberboden

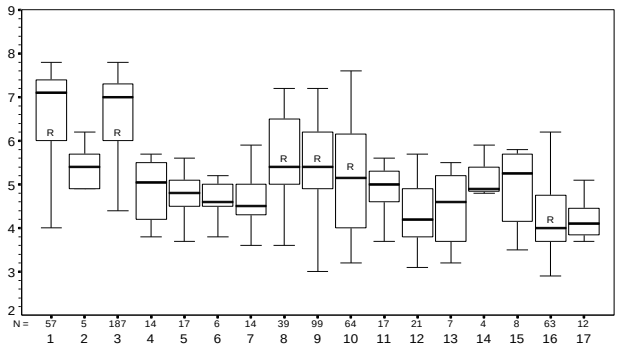
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

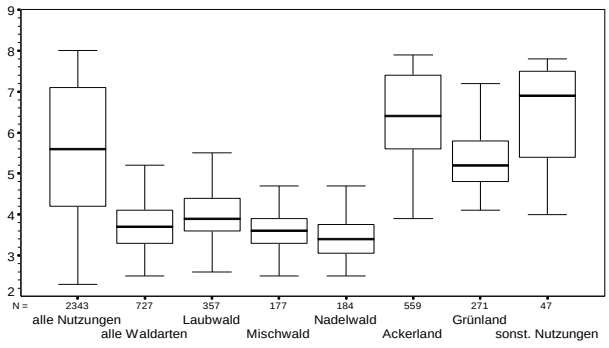
Substrat	Nr. Boxplot	Anzahl	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	1	57	4,0	6,0	**7,1**	7,4	7,6	7,8	7,8
YL	3	187	2,3	6,0	**7,0**	7,3	7,6	7,8	7,8
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	4	14	3,8	4,2	**5,1**	5,5	5,6	5,7	5,7
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5	17	3,7	4,5	**4,8**	5,1	5,4	5,6	5,6
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	*6*	*6*	*3,8*	*4,5*	***4,6***	*5,0*	*5,2*	*5,2*	*5,2*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	7	14	3,6	4,3	**4,5**	5,0	5,5	5,9	5,9
Au	8	39	3,6	5,0	**5,4**	6,5	6,9	7,2	7,2
Al	9	99	2,8	4,9	**5,4**	6,2	6,8	7,2	7,2
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	10	64	3,2	4,0	**5,2**	6,2	6,7	7,6	7,6
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	11	20	3,7	4,4	**5,0**	5,3	5,5	5,6	5,6
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	12	24	3,1	3,8	**4,3**	4,9	5,3	5,7	5,7
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	*13*	*9*	*3,1*	*3,4*	***4,6***	*5,4*	*5,6*	*5,6*	*5,6*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	*14*	*4*	*4,8*	*4,9*	***4,9***	*5,4*	*5,9*	*5,9*	*5,9*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	*15*	*8*	*3,5*	*4,2*	***5,3***	*5,7*	*5,8*	*5,8*	*5,8*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	*16*	63	2,9	3,7	**4,0**	4,8	6,1	7,0	6,2

aufzuweisen. Dies ist aber allein Folge des überproportionalen Anteils der Waldböden innerhalb dieser Substratgruppe, denn die Nutzung beeinflusst in carbonatfreien Böden deren Bodenreaktion stärker als das Substrat. Die substratabhängigen Werte (siehe Tab. 13) sind daher ohne Berücksichtigung der Nutzung nur schwer interpretierbar.

Primär saure Böden werden durch Kalkung und untergeordnet durch Pflügen in ihrer Bodenreaktion so weit verbessert, dass eine wirtschaftliche ackerbauliche Nutzung möglich ist. Auf Blatt Westerburg wurden in Ackerböden, die basische Vulkanite enthalten, pH-Werte zwischen 4,9 und 5,9 gemessen. Aufgrund zu geringer Fallzahlen sind hier substratspezifische Unterschiede kaum zu belegen, aber es scheint, dass Ackerböden, die basische Tuffe enthalten, einen etwas höheren pH-Wert aufweisen als jene Böden mit hohem Basaltgehalt. In den weit verbreiteten Grünlandböden liegt der pH-Wert erwartungsgemäß mit durchschnittlich pH 5,0 und einer Schwankungsbreite von pH 4,2 bis 5,6 etwas niedriger. Vergleichbare Werte weisen auch jene Grünlandböden auf, die in Substraten der intermediären Tephren entwickelt sind.



Rheinland-Pfalz



Rheinland-Pfalz

Abb. 12 pH-Wert im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Tab. 14 Statistische Kennwerte: pH-Wert im Oberboden; gegliedert nach Substratgruppen und Nutzungsklassen (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Blatt 5413 Westerburg

Substratgruppen		Alle Nutzungen		Wald		Ackerland		Grünland	
		Anzahl	pH	Anzahl	pH	Anzahl	pH	Anzahl	pH
+UV;+Vb; pfl [(+UV;+Vb;+VTb)(3-4)/Lp0-1)]	Median	37	**5,0**	10	**4,3**	10	**5,5**	17	**5,0**
Uu; Ul [(+UV;+Vb;+VTb)(3-4)/Lp(0-1)]	90.P.		5,6		5,2		5,8		5,5
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb;+VTb)(1-2)]	Median	52	**4,6**	25	**3,9**	*7*	***5,7***	20	**4,9**
Uu; Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb;+VTb)(1-2)]	90.P.		5,6		5,1		*5,8*		5,3
pfl [Lp(2-3)/(+Vi;+VTi)(1-2)]	Median	*9*	***4,8***	*3*	***3,5***	*3*	***5,3***	*3*	***4,8***
Uu; Ul [Lp(2-3)/ (+Vi;+VTi)(1-2)]	90.P.		*5,4*		*3,9*		*5,5*		*5,1*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)	Median	26	**4,4**	15	**4,0**	-	**-**	*9*	***4,9***
Uu; Ul [Lp(2-3)/(+LTi)(1-2)]	90.P.		5,4		4,7		-		*5,8*

Bei gleichem Substrat und gleichen klimatischen Bedingungen zeigen Waldböden deutlich niedrigere pH-Werte als die entsprechenden landwirtschaftlich genutzten Böden. Zum einen sind bodenverbessernde Maßnahmen wie bei landwirtschaftlicher Nutzung weder möglich noch sinnvoll, zum anderen findet durch die Zersetzung der Laub- und Nadelstreu eine erhöhte Produktion organischer Säuren statt. Um den durch Luftschadstoffe erhöhten Säureeintrag zu puffern, werden allerdings seit etlichen Jahren auch Waldböden intensiv gekalkt. Zwischen 1987 und 1993 wurden z.B. in Kommunalwäldern im Bereich der Forstämter Wallmerod und Montabaur 3t/ha (=300g/m^2) Dolomit ausgebracht (schriftl. Mitt. Forstamt Wallmerod und Montabaur). Dies ist die übliche Aufbringungsmenge für mäßig versauerungsgefährdete Standorte (MUF 1998).

In den Waldoberböden des Untersuchungsgebietes wurden pH-Werte zwischen pH 3,1 und 5,4 gemessen. Der Median liegt bei pH 3,9, d.h. mehr als die Hälfte der Oberböden weisen bei forstlicher Nutzung einen pH-Wert < 4 auf. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite sind die pH-Werte in den lösslehmarmen Waldböden etwas günstiger, als in den lösslehmhaltigen bis -reichen (siehe Tab. 14). Die tiefsten pH-Werte scheinen im Bereich der intermediären Magmatite vorzuherrschen, wobei die statistische Absicherung ungenügend ist. In der Regel sind im obersten Mineralbodenhorizont die tiefsten pH-Werte im gesamten Bodenprofil zu finden. Sie steigen mit zunehmender Tiefe um etwa 0,3 bis 1,0 pH-Einheiten an. Die flächige Kalkung der Wälder scheint in erster Linie den pH-Wert der organischen Auflage zu erhöhen. Die O-Horizonte im Untersuchungsraum weisen einen Median von pH 4,9 auf und liegen gegenüber den folgenden Mineralbodenhorizonten im Mittel um 0,8 Einheiten höher. Die typische Schwankungsbreite beträgt 0,4 bis 1,5 pH-Einheiten. Lediglich in ca. 6% der Fälle lag der pH-Wert im Oberboden geringfügig höher als in der Humusauflage. Deutlich ist die Abhängigkeit des pH-Wertes in der organischen Auflage vom Baumbestand und somit von der Streuzusammensetzung zu erkennen. Der mittlere pH-Wert der Laubstreu liegt bei 5,1 und sinkt bei Laub-Nadelstreu auf 4,5 bzw. bei reiner Nadelstreu auf pH 3,2. Der Einfluss des Baumbestandes auf den pH-Wert der Waldoberböden ist hingegen weit geringer. In den Laub- und Mischwälder liegt der mittlere pH-Wert im Oberboden jeweils bei 3,9. Nur in den Nadelwäldern wurden mit pH 3,5 niedrigere Werte gefunden, wobei aufgrund geringer Fallzahl auch hier die statistische Absicherung sehr ungünstig ist. Da der Baumbestand stärker den pH-Wert der organischen Auflage als den des Oberbodens beeinflusst, sind die pH-Unterschiede zwischen beiden Schichten in Laubwälder mit im Mittel 0,9 pH-Einheiten ausgeprägter als in Misch- (0,5) bzw. Nadelwälder (0,3).

Tab. 15 Statistische Kennwerte: pH-Wert in der organischen Auflage

(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	652	2,1	3,5	**4,1**	4,7	5,2	6,5	6,5
(allgemein))	5413	52	3,0	4,4	**4,9**	5,3	5,4	5,8	5,8
Vb (Organische Auflage;	RP	177	3,0	4,2	**4,6**	5,0	5,5	6,5	5,9
(Laubwald))	5413	36	4,2	4,7	**5,1**	5,3	5,6	5,8	5,8
Vbn (Organische Auflage;	RP	161	2,5	3,4	**4,2**	4,6	5,1	6,3	6,3
(Mischwald))	5413	11	3,8	4,2	**4,5**	5,0	5,3	5,3	5,3
Vn (Organische Auflage;	RP	72	2,4	3,0	**3,4**	3,9	4,8	5,6	5,2
(Nadelwald))	5413	*5*	*3,0*	*3,1*	***3,2***	*4,0*	*4,9*	*4,9*	*4,9*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Interessant bei dieser Betrachtung sind 5 Bodenprofile, die in einem großen zusammenhängenden Privatwald liegen. Nach Aussage des Betreibers wurden auf diesen Waldflächen bislang keine Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Hierfür sprechen auch die im Vergleich zu den Kommunal- und Staatswäldern deutlich geringeren Magnesium- und Calciumgehalte im Oberboden. Unter Berücksichtigung der geringen Fallzahl sind dennoch keine auffallenden Unterschiede beim pH-Wert zu den gekalkten Standorten erkennbar. Im Oberboden des Privatwaldes scheint der pH-Wert im Oberboden leicht unterdurchschnittlich, in der organischen Auflage hingegen sogar überdurchschnittlich zu sein.

Mit der standortsangepassten Waldbodenkalkung soll die Säurebelastung des Waldökosystems als Folge des Eintrags von Luftschadstoffen kompensiert werden. Hierbei wird langsamwirkender Dolomitgrus ausgebracht, mit dem ein ungewünscht rascher Anstieg auf unnatürliche pH-Werte vermieden werden soll. Anhand der vorliegenden Daten aus dem Untersuchungsgebiet ist der Effekt der Waldbodenkalkung auf den pH-Wert nicht zweifelsfrei erkennbar, aber es scheint, dass insbesondere das Magnesiumangebot erhöht wird.
Die Waldbodenkalkung kann zur verstärkten Mineralisation der organischen Substanz führen, wodurch sowohl Nährstoffe als auch potentielle Schadstoffe freigesetzt werden können. Der Abbau wird aber möglicherweise durch eine höhere Biomassenproduktion kompensiert. Da die organischen Auflagen die wichtigsten Nährstoffspeicher in diesen nährstoffarmen Böden sind (EDER & GAUER 1991), muss ihr rascher Abbau vermieden werden.

4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff

Neben der Korngrößenzusammensetzung und dem pH-Wert kommt dem Gehalt an organischer Substanz und deren Qualität die größte Bedeutung bei der Betrachtung der Schadstoffsituation in Böden zu. Sowohl Tonminerale als auch organische Kohlenstoffverbindungen können erhebliche Schadstoffmengen immobilisieren. Unter der organischen Substanz versteht man die Gesamtheit der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie die bei deren Zersetzung entstehenden Umwandlungsprodukte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) nehmen unter den im Boden befindlichen Elementen eine Sonderstellung ein, da sie in erster Linie durch biotische Prozesse und nicht durch die Verwitterung in den Boden gelangen.

Analysiert wurde der Gesamtgehalt an Stickstoff, der zu ca. 95 % organisch gebunden ist. Der organisch gebundene Anteil ist relativ immobil und wirkt im Gegensatz zu den anorganischen Bindungsformen nicht grundwasserbelastend. Aussagen zur Stickstoffversorgung der Pflanzen und der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Nitrate können mit dieser Methode nicht getroffen werden. Der Gehalt des anorganischen Stickstoffs schwankt im Boden jahreszeitlich bzw. witterungsbedingt so stark, dass längere Messperioden erforderlich wären.
Durch Bildung des C/N-Verhältnisses - dem Quotienten aus Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt - kann das Maß der biotischen Aktivität und der Huminstoffqualität abgeleitet werden. Bei gleichem Substrat und gleicher Nutzung deuten niedrige Werte (≤ 15) auf günstigere Verhältnisse und ertragreichere Böden hin. Steigt dieser Wert, ist dies ein Indiz für zunehmend ungünstigere biotische Bodenverhältnisse. Bei niedrigem C/N-Verhältnis, d.h. einem hohen Anteil hochmolekularer Huminstoffe, steigt die Selektivität der Schwermetallbindung (KUNTZE et al. 1988). Vor allem Spurenelemente, die bevorzugt organische Bindungsplätze einnehmen, werden stärker immobilisiert (z.B. Cd, Cu, Hg, Pb, Zn).

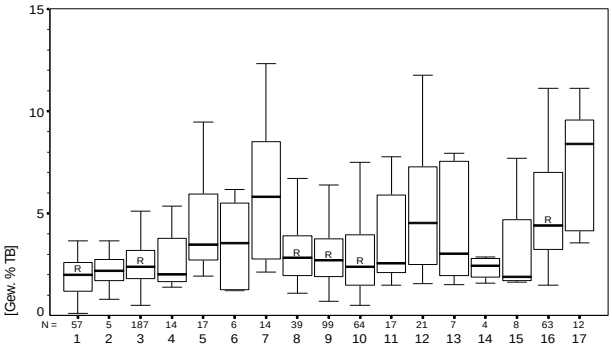
Tab. 16 Statistische Kennwerte: Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden

(Angaben in C Gew.-% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

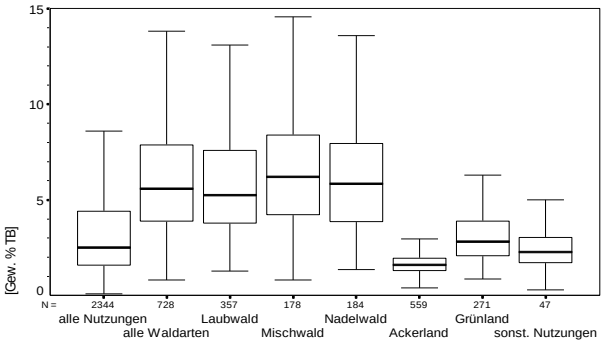
Rheinland-Pfalz

Substrat	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	1	57	0	0,1	1,2	**2,0**	2,6	3,2	5,0	3,7
YL	3	187	0	0,5	1,8	**2,4**	3,2	4,1	11,5	5,1
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	4	14	0	1,4	1,7	**2,0**	3,8	8,1	12,8	5,4
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5	17	0	1,9	2,7	**3,5**	6,4	9,3	12,8	9,5
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	6	*6*	*0*	*1,2*	*1,3*	***3,5***	*5,5*	*6,1*	*6,2*	*6,2*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	7	14	0	2,1	2,8	**5,8**	8,5	11,1	12,3	12,3
Au	8	39	0	1,1	1,9	**2,8**	3,9	5,2	9,2	6,7
Al	9	99	0	0,7	1,9	**2,7**	3,8	4,7	6,4	6,4
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	10	64	0	0,5	1,5	**2,4**	4,0	6,4	10,4	7,5
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	11	20	0	1,5	2,1	**2,8**	7,0	9,8	13,8	13,8
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	12	24	0	1,6	2,5	**4,9**	7,1	9,2	11,8	11,8
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	13	*9*	*0*	*1,0*	*1,8*	***3,0***	*7,4*	*7,9*	*7,9*	*7,9*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	14	*4*	*0*	*1,6*	*1,9*	***2,5***	*2,8*	*2,9*	*2,9*	*2,9*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	15	*8*	*0*	*1,6*	*1,7*	***1,9***	*4,7*	*7,6*	*7,7*	*7,7*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	16	63	0	1,5	3,2	**4,4**	7,0	9,7	15,6	11,1

Die natürliche organische Substanz des Bodens enthält im Mittel 58% C. Durch Multiplikation der in den Tabellen aufgeführten C-Werte mit dem Faktor 1,724 kann näherungsweise der Humusgehalt des Bodens berechnet werden. Bei Torfen, Anmooren oder der organischen Auflage wird der Faktor 2 (50%) verwendet (AG Boden 1994).
Der Kohlenstoffgehalt des Bodens wird wie der pH-Wert stark von der Nutzung beeinflusst. Infolge bodenverbessernder Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöht sich die Mineralisierung und die Durchmischung mit tieferen (Kohlenstoff-ärmeren) Profilbereichen. Dagegen gelangt mit der Streu auf forstlich genutzten Böden eine erheblich größere Menge organischer Stoffe. Daher liegt der Kohlenstoffgehalt bei gleichem Substrat unter Acker und Sonderkulturen deutlich niedriger als unter Wald. Durch die vorrangige Bindung des Stickstoffs an die organische Substanz zeigt dieses Element in abgeschwächter Form ein ähnliches Bild, d.h. Waldböden enthalten mehr Gesamtstickstoff als Ackerböden. Da organisch gebundener Stickstoff den Pflanzen nicht zur Verfügung steht (siehe oben), sagen die gefundenen Gehalte allerdings nichts über Art und Grad der Stickstoffversorgung aus.



Rheinland-Pfalz



Rheinland-Pfalz

Abb. 13 Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Bei der nutzungsbezogenen Interpretation der Daten ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Probennahme horizontbezogen erfolgt. Da der oberste Mineralbodenhorizont der Waldböden i.d.R. deutlich geringmächtiger ist als bei den landwirtschaftlich genutzten Böden, führt dies zu größeren Unterschieden. Die mittlere Mächtigkeit des obersten Mineralbodenhorizonts liegt bei den Waldböden im Untersuchungsraum nur bei 5 cm, während sie bei Grünlandböden 28 cm bzw. bei Ackerböden 30 cm beträgt. Aber auch bei einer tiefenbezogenen Berechnung des Gesamtvorrates ergeben sich immer noch prägnante Unterschiede zwischen den verschieden Bodennutzungen.

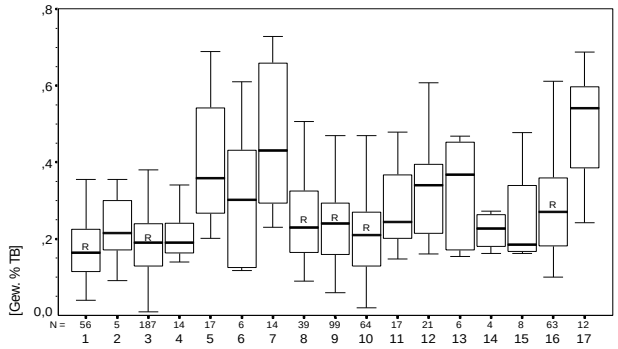
Das Substrat kann indirekt über das Nährstoffangebot und der physikalischen Eigenschaften (Luftkapazität, Wasserhaushalt) Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt nehmen. Nährstoffarmut, niedrige pH-Werte, ungünstige Durchlüftung und Wasserübersättigung führen zum gehemmten Abbau organischer Substanzen und infolgedessen zu einer Akkumulation von Huminstoffen. Aufgrund zu geringer Fallzahlen sind im Untersuchungsraum aber keine gesicherten substratbedingten Ursachen erkennbar. Die in Tab. 16 und Abb. 13 erkennbaren Unterschiede im Kohlenstoffgehalt beruhen in erster Linie in der ungleichen Häufigkeit der Nutzungen innerhalb der Substratgruppen. Charakteristisch für die im Untersuchungsgebiet verbreitesten Substrate ist bei forstlicher Nutzung ein Gehalt an organischem Kohlenstoff zwischen 7 und 9 Gew.%. Dies entspricht etwa einem Gehalt von 12 bis 16 Gew.% organischer Substanz. Im folgenden Horizont sind es immer noch durchschnittlich 1,6 Gew.% (≈2,8 Gew.% Organ. Sub.), also einem Gehalt, der der mittleren Konzentration in Ackerböden nahe kommt.

Tab. 17 Statistische Kennwerte: Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden; gegliedert nach Substratgruppen und Nutzungsklassen

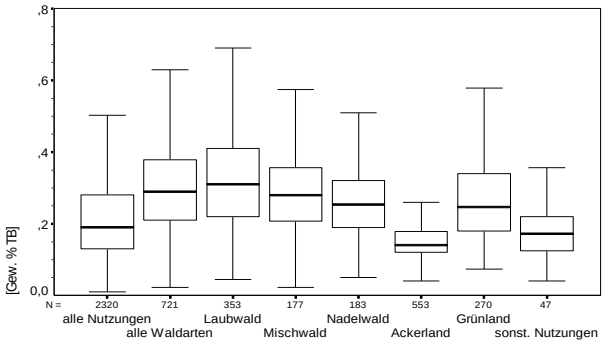
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Blatt 5413 Westerburg

Substratgruppen		Alle Nutzungen		Wald		Ackerland		Grünland	
		Anzahl	C_{org} Gew.%	Anzahl	C_{org} Gew.%	Anzahl	C_{org} Gew.%	Anzahl	C_{org} Gew.%
+UV;+Vb; pfl [(+UV;+Vb;+VTb)(3-4)/Lp0-1)]	Median	37	**2,2**	10	**7,0**	10	**1,7**	17	**2,1**
Uu; Ul [(+UV;+Vb;+VTb)(3-4)/Lp(0-1)]	90.P.		7,5		13,3		2,6		2,9
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb;+VTb)(1-2)]	Median	52	**3,7**	25	**6,9**	*7*	***1,7***	20	**2,6**
Uu; Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb;+VTb)(1-2)]	90.P.		8,8		10,0		*2,0*		5,1
pfl [Lp(2-3)/(+Vi;+VTi)(1-2)]	Median	*9*	***2,0***	*3*	***7,9***	*3*	***1,9***	*3*	***2,0***
Uu; Ul [Lp(2-3)/ (+Vi;+VTi)(1-2)]	90.P.		*7,9*		*7,9*		*2,0*		*3,0*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)	Median	26	**6,9**	15	**9,1**	-	**-**	*9*	***4,0***
Uu; Ul [Lp(2-3)/(+LTi)(1-2)]	90.P.		10,9		11,1		-		*8,4*



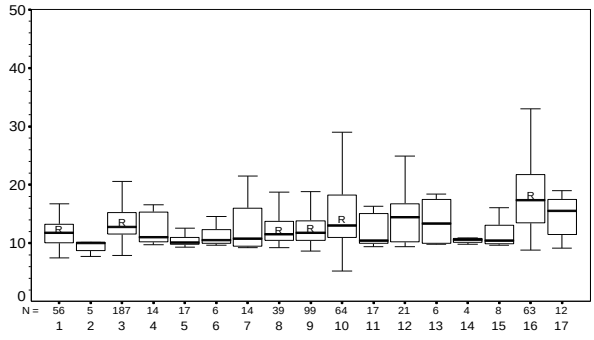
Rheinland-Pfalz



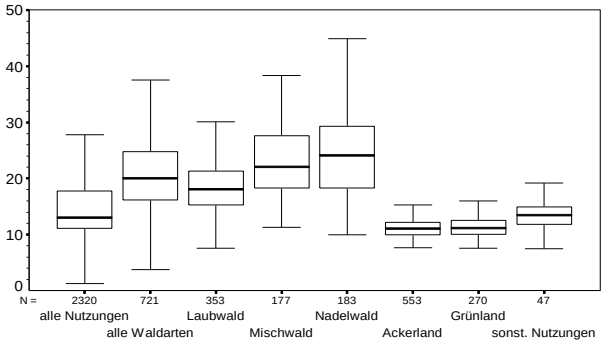
Rheinland-Pfalz

Abb. 14 Stickstoff im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Innerhalb der Gruppe der Waldböden ist ein schwacher Einfluss des Baumbestandes auf den Kohlen- und Stickstoffgehalt in der organischen Auflage und den Oberböden zu erkennen. Im Untersuchungsraum liegt die mittlere Mächtigkeit der O-Lagen in den Laub- und Mischwälder bei 3 bzw. 3,5 cm, in den Nadelwälder sind es hingegen etwas über 6 cm. Der höhere Anteil leicht abbaubarer Vegetationsrückstände äußerst sich zudem im C/N-Verhältnis, das in der organischen Auflage von 21 in der Laubstreu auf 24 in der Nadelstreu ansteigt. Ähnlich verhält es sich in deren Oberböden, wo das mittlere C/N-Verhältnis von 16 auf 18 zunimmt. Der raschere Abbau der Vegetationsrückstände und die damit geringmächtigeren organischen Auflagen der Laubwälder führen zu einem etwas höheren Kohlenstoffgehalt in deren Oberböden. Durchschnittlich sind es 13 Gew.% organische Substanz im Oberboden der Laubwälder gegenüber 11 Gew.% in jenen der Nadelwälder.
Im Landesvergleich sind dies insgesamt recht günstige Werte, was auf eine überdurchschnittliche Nährstoffversorgung und günstige biotische Verhältnisse in den Waldböden des Untersuchungsraums schließen lässt. Im Vergleich dazu schneiden z.B. die nährstoffarmen Sandböden des Pfälzerwaldes mit einem mittleren C/N-Verhältnis von 23 im Oberboden bzw. 28 in der organischen Auflage deutlich schlechter ab (HAUENSTEIN 2001).



Rheinland-Pfalz



Rheinland-Pfalz

Abb. 15 C/N-Verhältnis im Oberboden (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Das C/N-Verhältnis der landwirtschaftlich genutzten Böden schwankt im Untersuchungsgebiet nur gering. Sowohl in den Acker- als auch in den Grünlandböden liegt das mittlere C/N-Verhältnis bei günstigen 10 und variiert bei beiden Nutzungsformen nur zwischen 9 und 11. Die Ackerböden weisen einen mittleren Humusgehalt von 3,1 Gew.% (=1,8 Gew.% C) auf. Nach der AG Boden (1994) werden sie als mittel humos eingestuft und die Humusqualität aufgrund des günstigen C/N-Verhältnis als hoch. Signifikante Substratunterschiede können nicht festgestellt werden.

Tab. 18 Statistische Kennwerte: Stickstoff im Oberboden (Angaben in N Gew.-% TB)
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

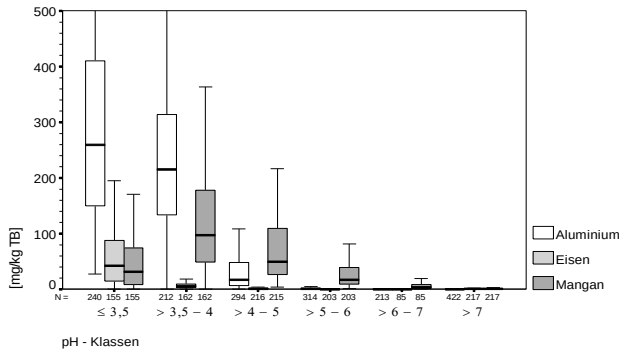
Substrat	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median C/N
YU	1	56	0	0,04	0,12	**0,16**	0,23	0,28	0,36	0,36	12
YL	3	187	0	0,01	0,13	**0,19**	0,24	0,30	0,47	0,38	13
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	4	14	0	0,14	0,16	**0,19**	0,24	0,49	0,83	0,34	11
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5	17	0	0,20	0,26	**0,36**	0,55	0,65	0,69	0,69	10
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	6	*6*	*0*	*0,12*	*0,13*	***0,30***	*0,43*	*0,59*	*0,61*	*0,61*	*11*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	7	14	0	0,23	0,29	**0,43**	0,66	0,69	0,73	0,73	11
Au	8	39	0	0,09	0,16	**0,23**	0,33	0,36	0,57	0,51	12
Al	9	99	0	0,06	0,16	**0,24**	0,29	0,34	0,47	0,47	12
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	10	64	0	0,02	0,13	**0,21**	0,27	0,33	0,47	0,47	13
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	11	20	0	0,15	0,20	**0,26**	0,39	0,47	1,03	0,48	11
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	12	24	0	0,16	0,22	**0,33**	0,40	0,55	0,70	0,61	15
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	13	*8*	*0*	*0,13*	*0,16*	***0,30***	*0,44*	*0,46*	*0,47*	*0,47*	*13*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	14	*4*	*0*	*0,16*	*0,18*	***0,23***	*0,26*	*0,27*	*0,27*	*0,27*	*11*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	15	*8*	*0*	*0,16*	*0,17*	***0,19***	*0,34*	*0,48*	*0,48*	*0,48*	*10*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	16	63	0	0,10	0,18	**0,27**	0,37	0,58	0,78	0,61	17

Bei den als Grünland genutzten Böden sind beim Kohlenstoffgehalt tendenziell substratbedingte Unterschiede zu erkennen und erwartungsgemäß weisen sie mit mittleren Gehalten zwischen 3,6 und 6,9 Gew.% (=2,1-4,0 Gew.% C) mehr organische Substanz auf als die Ackerböden. Es scheint, dass gerade die Substrate, die größere Anteile intermediärer Tephren enthalten, einen überdurchschnittlichen Humusgehalt aufweisen, während die der basischen Magmatite nur wenig mehr organische Substanz enthalten als die entsprechenden Ackerböden (siehe Tab. 17). Allerdings sinkt durch die gleichzeitige Betrachtung von Substrat und Nutzung die Anzahl der Messungen auf ein statistisch unsicheres Niveau.

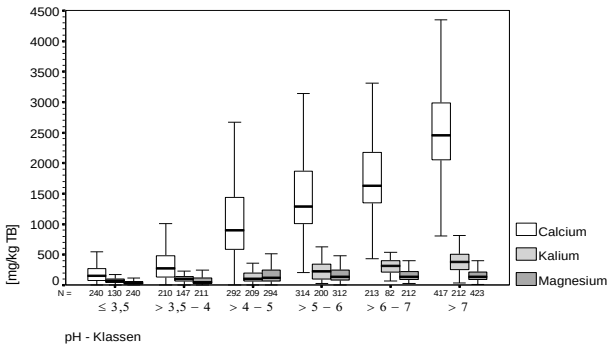
Im Untersuchungsraum überwiegen Böden, die unter Berücksichtigung der jeweiligen Nutzungen eine im Landesvergleich überdurchschnittliche Humusqualität aufweisen. Daher kann ein günstiges Rückhaltevermögen gegenüber Schadstoffeinträgen erwartet werden.

4.1.4. Kationenaustauschkapazität und Nährstoffe

Die Fähigkeit des Bodens, an seinen negativ geladenen Oberflächen Kationen reversibel anzulagern, wird als Kationenaustausch (-adsorption) bezeichnet. Diese angelagerten Kationen sind immobil, aber dennoch pflanzenverfügbar. Das Ausmaß, in dem ein Boden Kationen adsorbiert, wird als Kationenaustauschkapazität (KAK) bezeichnet. Sie ist im Wesentlichen vom Tongehalt, von der Art der Tonminerale, dem Huminstoffgehalt und dem pH-Wert abhängig. Vor allem Huminstoffe besitzen von der Bodenreaktion abhängige variable Ladungen. Während die tatsächliche (effektive) KAK bei pH-Werten > 7 etwa der maximal möglichen KAK (potentielle KAK; KAK_{pot}) entspricht, sinkt mit abnehmendem pH-Wert die Fähigkeit des Bodens, Kationen reversibel anzulagern. Der Kationenbelag setzt sich im mäßig sauren bis alkalischen Bereich überwiegend aus den Nährstoffen Calcium, Magnesium und Kalium zusammen. Die Summe dieser basischen Kationen wird als S-Wert bezeichnet. Die Basensättigung (=V-Wert) kennzeichnet den prozentualen Anteil des S-Wertes an der KAK. Bei sinkendem pH-Wert



Rheinland-Pfalz



Rheinland-Pfalz

Abb. 16 NH_4NO_3-extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

werden die basischen Kationen zunehmend durch Protonen, Aluminium (Al), Mangan (Mn) und in sehr sauren Böden (pH < 3,5) auch durch Eisen (Fe) ersetzt. Diese Elemente wirken im Boden sauer. Der H-Wert ist die Summe des Äquivalentgehaltes dieser Kationen. Al hat im Boden bei pH-Werten < 4,5 zunehmend phytotoxische Wirkung. Die KAK und die Zusammensetzung des Kationenbelags liefert Hinweise zum Rückhaltevermögen der Böden gegenüber kationischen Schadstoffen, der Nährstoffversorgung sowie dem Puffervermögen gegenüber Säureeinträgen.

Kalium (K), Magnesium (Mg) und Phosphor (P) zählen neben Calcium (Ca) und dem mineralischen Stickstoff zu den essentiellen Hauptnährelementen. Von sehr sauren Böden abgesehen enthalten die meisten Böden genügend Ca. Kalkung dient in erster Linie der Erhöhung des pH-Wertes und nicht der Ca-Zufuhr. Mg und vor allem K zeigen eine ausgeprägte Abhängigkeit vom Tongehalt.
Das Nichtmetall Phosphor liegt in erster Linie als Anion (Phosphat) vor und hat daher gegenüber Kationen ein abweichendes pedochemisches Verhalten. Die Pflanzenverfügbarkeit steigt mit dem pH-Wert an und sinkt erst wieder im alkalischen Bereich. Der pH-Wert-abhängige Anstieg hat auch anthropogene Ursachen, da gerade die Böden mit günstigen pH-Werten intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Neben Stickstoff- und Kaliumdünger werden am häufigsten Phosphate auf Nutzböden aufgebracht, weil dieser Nährstoff nicht selten ein limitierender Ertragsfaktor ist.
Der pflanzenverfügbare Gehalt von Kalium und Phosphor wird mittels einer Laktatextraktion bestimmt, während zur Abschätzung der Mg-Versorgung üblicherweise die $CaCl_2$-Methode angewendet wird. In dieser Untersuchung wurde Mg aus der vorhandenen Ammoniumnitratlösung gemessen, deren Extraktionsstärke aber in einer ähnlichen Größenordnung liegen dürfte.

Im Untersuchungsgebiet sind deutliche substratbedingte Unterschiede bei der KAK_{pot} zu verzeichnen. Dies gilt mit Einschränkungen auch für die Zusammensetzung des Kationenbelages, wobei hier die Nutzung einen erheblichen Einfluss ausübt.
Die periglazialen Lagen und Solumsedimente mit hohem Anteil basischer Magmatite (+UV;+Vb; +VTb)(3-4)/Lp(0-1)) weisen die höchste KAK_{pot} auf. Die mittlere KAK_{pot} dieser Substrate schwankt zwischen 22 und 28 cmol/z/kg. Fasst man sie als Gruppe zusammen, ergibt sich eine mittlere KAK_{pot} von 26 cmol/z/kg. Die nutzungsspezifischen Unterschiede sind im Oberboden nicht sehr ausgeprägt. Unter Wald liegt die mittlere KAK_{pot} bei 29 cmol/z/kg, bei Ackernutzung bei 21 cmol/z/kg und Grünland bei 26 cmol/z/kg. Dieser Unterschied beruht im nutzungsbedingt unterschiedlichen Humusgehalt der Böden. Für Waldböden ist dies aber nur ein scheinbarer Vorteil, da durch die tiefen pH-Werte die effektive KAK (KAK_{eff}) erheblich geringer ist. Nur etwa 25-30% der KAK_{pot} der Huminstoffe dürften tatsächlich

Tab. 19 Statistische Kennwerte: Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden

(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	1	*9*	*0*	*8,53*	*12,32*	***17,35***	*23,02*	*23,75*	*23,93*	*23,93*
YL	3	38	0	7,73	13,94	**16,90**	20,08	24,92	40,84	26,18
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	4	14	0	16,50	20,56	**25,61**	32,33	35,78	39,44	39,44
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5	17	0	16,28	17,66	**23,69**	29,32	35,32	38,79	38,79
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	6	*6*	*0*	*15,01*	*16,45*	***21,64***	*30,16*	*44,08*	*45,63*	*45,63*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	7	14	0	15,11	16,62	**22,62**	31,90	34,34	37,33	37,33
Au	8	10	0	13,54	15,83	**17,66**	20,68	27,35	27,44	27,44
Al	9	40	0	6,72	12,75	**15,86**	18,51	23,89	29,18	24,64
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	10	15	0	10,44	11,99	**14,73**	19,31	20,17	25,28	25,28
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	11	20	0	20,39	21,36	**28,18**	35,63	44,28	47,08	47,08
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	12	23	0	8,75	14,32	**23,46**	29,20	36,22	38,11	38,11
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	13	*8*	*0*	*8,56*	*16,04*	***21,62***	*26,60*	*34,86*	*36,95*	*36,95*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	14	*4*	*0*	*14,24*	*19,98*	***27,60***	*33,26*	*37,03*	*37,03*	*37,03*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	15	*8*	*0*	*14,05*	*14,61*	***17,49***	*23,01*	*28,13*	*29,08*	*29,08*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	16	17	0	11,23	16,04	**20,60**	27,06	28,89	34,16	34,16

wirksam sein. Bei den vorherrschenden Bodenarten können immerhin ca. 12-16 cmol/z/kg KAK_{pot} den mineralischen Komponenten und damit weitgehend pH-unabhängigen Ladungen zugeordnet werden (AG Boden 1996; S.336ff).

Die Zusammensetzung des Kationenbelags wird erheblich von der Nutzung beeinflusst. Erwartungsgemäß liegt in den Waldoberböden dieser Substrate die Summengehalte der austauschbaren Basen (S-Wert) mit 12 cmol/z/kg (9 - 30 cmol/z/kg) und entsprechend die mittlere Basensättigung mit 43% signifikant niedriger als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Für Waldböden sind dies dennoch relativ günstige Werte. Ungefähr 70% dieser Waldböden werden als mittelbasisch und das übrige Drittel als basenreich eingestuft. Die verhältnismäßig günstige Basensättigung ist auf dem aus den basischen Magmatiten stammenden hohen Gehalt an Erdalkalimetallen zurückzuführen. In den Waldoberböden wurde ein Gesamtgehalt (KW-Extrakt) von durchschnittlich 2210 mg/kg Ca bzw. 5850 mg/kg Mg festgestellt. Das sind ca. 10 bzw. 6mal mehr als z.B. in den basenarmen Sandsteinböden des Pfälzer Waldes (HAUENSTEIN 2001). Beim Ca liegen hiervon im Mittel 73% beim Mg 7% in austauschbarer Form vor. Ein weiterer Hinweis auf die relativ günstige Zusammensetzung des Kationenbelags ist das Verhältnis zwischen austauschbarem Ca und Mg. Der Quotient beträgt in diesen Waldböden im Mittel 2,3, d.h. der Ca-Anteil ist gegenüber dem Mg mehr als doppelt so hoch. In versauerten basenarmen Böden liegt er

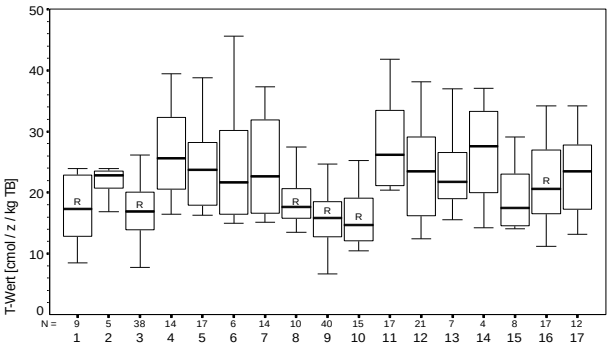


Abb. 17
Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Tab. 20 Statistische Kennwerte: Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen im Oberboden

(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basensättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+,Al^{3+})	Calcium	Magnesium	Kalium	Natrium
YU	9	17,35	17,35	91	1,96	11,90	2,41	0,23	0,04
YL	38	16,90	16,18	99	0,31	13,44	1,96	0,59	0,03
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	14	25,61	16,18	78	5,30	11,63	4,22	0,17	0,03
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	17	23,69	12,23	67	7,33	9,88	2,54	0,15	0,06
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	6	21,64	11,46	55	7,93	8,48	2,58	0,16	0,07
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	14	22,62	9,38	50	11,00	7,19	1,50	0,14	0,03
Au	10	17,66	10,60	62	6,99	7,10	2,23	0,21	0,04
Al	40	15,86	7,77	54	6,83	5,33	1,85	0,17	0,04
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	15	14,73	5,48	25	8,21	2,68	1,18	0,29	0,03
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	20	28,18	16,04	75	7,03	12,29	2,98	0,32	0,05
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	23	23,46	7,48	38	11,79	3,97	1,64	0,19	0,03
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	8	21,62	8,45	50	7,79	6,12	1,67	0,30	0,02
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	4	27,60	23,11	83	5,60	17,95	4,03	0,43	0,05
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	8	17,49	10,83	72	4,21	9,42	1,19	0,32	0,03
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	17	20,60	3,89	21	19,63	1,68	1,23	0,15	0,03

unter 1, da Ca gegenüber Mg bevorzugt organische Austauscher belegt, dort aber bei tiefen pH-Werten nicht mit den dann verstärkt auftretenden Kationen Al^{3+}, Fe^{3+}, H_3O^+ konkurrieren kann und von ihnen ausgetauscht wird (siehe auch Abb. 16).

Die Oberböden der basaltreichen Substrate weisen unter Wald einen mittleren Gehalt von 14 mg K_2O/100g (4-27 mg/100g) und 7 mg P_2O_5/100g (4-23 mg/100g) auf. Im Vergleich zu Waldoberböden anderer Substrate des Untersuchungsgebietes und aus Rheinland-Pfalz ist die K-Versorgung leicht überdurchschnittlich, während bei den P-Gehalten weder im Mittelwert noch in der Schwankungsbreite signifikante Substratunterschiede bestehen. Allerdings sind diese Stoffe in der Humusauflage auf Blatt Westerburg bei allen Substraten in einem stärkerem Maß angereichert als in bislang untersuchten Waldböden (siehe unten). Zu berücksichtigen ist ferner, dass bei dieser Substratgruppe fast ausnahmslos Laubwälder beprobt wurden. In früheren Arbeiten wurde festgestellt, dass der Baumbestand insbesondere den K-Gehalt nicht nur in der organischem Auflage, sondern auch im Mineralboden beeinflusst. Die Versorgung der Waldböden an pflanzenverfügbarem Mg (←NH_4NO_3-Extraktion) ist mit 520 mg/kg (146-1170) ist in dieser Substratgruppe erwartungsgemäß sehr hoch.

In Ackerböden dieser Substratgruppe wird ein mittlerer S-Wert von 16 cmol/z/kg und in Grünlandböden 22 cmol/z/kg erreicht. Dies entspricht einer Basensättigung von 78 bzw. 82% und das Ca/Mg-Verhältnis beträgt 5,5 bzw. 4. Diese günstigeren Verhältnisse werden durch Kalkung und Düngung der Acker- und Grünlandböden erreicht. Verursacht werden die Unterschiede zwischen den Waldböden und den landwirtschaftlich genutzten Böden im Wesentlichen durch das entgegengesetzte Verhältnis von Calcium und H-Wert. Während in den Waldböden der mittlere H-Wert bei 16 cmol/z/kg und der mittlere Gehalt an austauschbarem Ca bei 8 cmol/z/kg liegt, sind dies bei landwirtschaftlich genutzten Böden 5 cmol/z/kg bzw. 14 cmol/z/kg. Die Unterschiede zwischen Grünland- und Ackerböden sind hierbei gering.

Tab. 21 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Oberboden

(Angaben in mg P_2O_5/100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

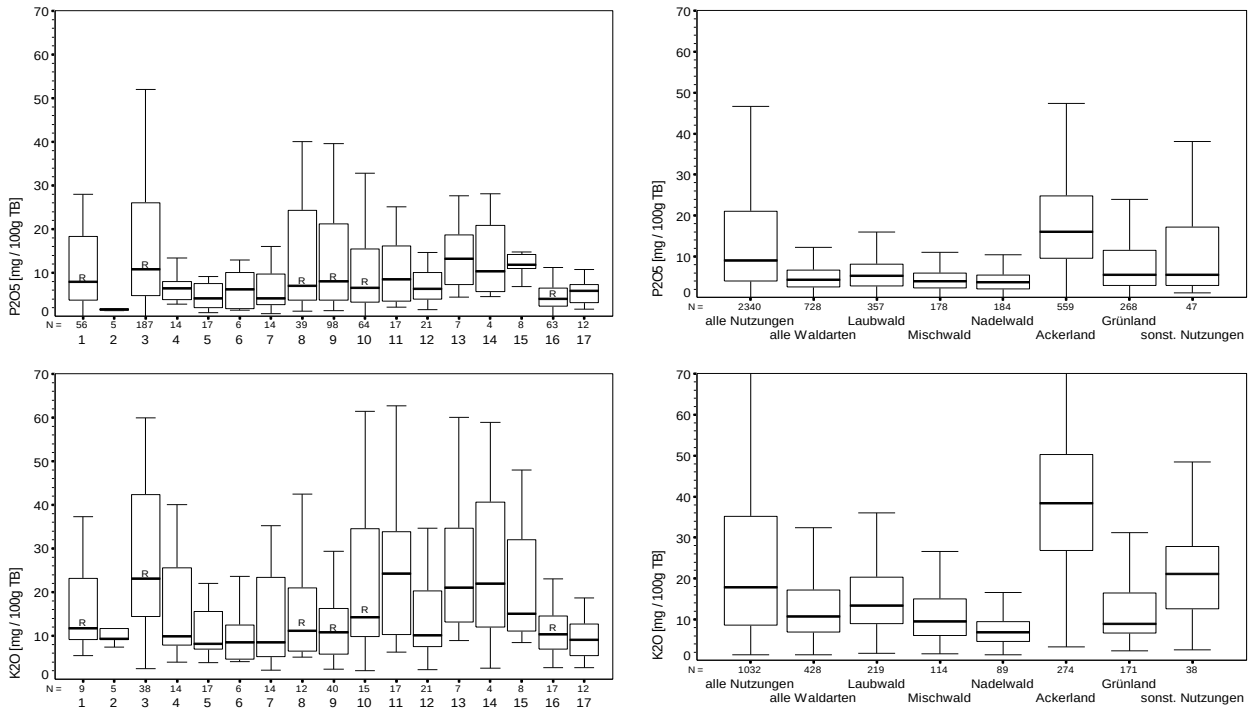
Substrat	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	1	56	1	<0,1	3,7	**7,9**	18,3	28,0	71,0	28,0
YL	3	187	1	<0,1	4,7	**10,8**	26,0	47,8	163,5	52,0
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	4	14	0	2,8	3,9	**6,5**	8,0	17,4	28,9	13,4
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5	17	0	0,9	2,0	**4,1**	7,6	8,5	9,1	9,1
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	6	*6*	*0*	*1,4*	*1,8*	***6,2***	*10,1*	*12,6*	*12,9*	*12,9*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	7	14	0	0,6	2,7	**4,2**	9,7	15,6	16,0	16,0
Au	8	39	0	1,2	3,7	**7,0**	25,7	50,8	95,0	58,0
Al	9	98	0	1,3	3,7	**8,0**	21,2	33,1	90,0	39,6
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	10	64	5	<0,1	3,3	**6,6**	15,5	29,6	104,0	32,8
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	11	20	0	0,0	3,4	**7,2**	14,8	30,6	47,2	25,1
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	12	24	0	1,5	3,5	**5,7**	10,6	24,3	54,7	14,7
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	13	*9*	*0*	*4,4*	*6,8*	***10,0***	*17,8*	*24,8*	*27,6*	*27,6*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	14	*4*	*0*	*4,5*	*5,7*	***10,3***	*20,9*	*28,1*	*28,1*	*28,1*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	15	*8*	*0*	*6,8*	*11,0*	***11,8***	*14,2*	*19,5*	*21,5*	*14,8*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	16	63	3	<0,1	2,2	**4,0**	6,6	12,2	89,0	11,2

Die Ackerböden enthalten im Mittel 46 mg K_2O/100g (31-62) und 14 mg P_2O_5/100g (3-27). Bei Werten ≤14 mg K_2O/100g und 15 mg P_2O_5/100g ist bei den vorherrschenden Bodenarten eine optimale Versorgung der Nutzpflanzen nicht gewährleistet (KUNTZE et al 1988, AMBERGER 1996). In keinem der Böden wurde ein K-Mangel festgestellt, eher besteht ein schwacher Überschuss an diesem Nährstoff. In ca. 60% der Ackerböden dieser Substratgruppe wurde hingegen ein mäßiger bis starker Mangel an pflanzenverfügbarem P festgestellt. Eine Überdüngung besteht bei keinem der untersuchten Böden. Mit 290 mg/kg (133-790) sind die Mg-Gehalte (←NH_4NO_3-Extraktion) erheblich geringer als in den Waldoberböden, dennoch sind alle Standorte mit diesem essentiellen Nährstoff gut versorgt. 100 mg/kg pflanzenverfügbares Mg wird bei lehmig bis tonigen Ackerböden als ausreichend angesehen (AMBERGER 1996, FINCK 1976).

Deutlich geringer ist die Nährstoffversorgung der Grünlandböden bei mittleren Konzentrationen von 10 mg K_2O/100g (3-34) und 5 mg P_2O_5/100g (2-25). Zwar besteht insbesondere bei Weidewirtschaft ein deutlich geringerer Nährstoffanspruch als beim Ackerbau, dennoch ist von einer meist mittleren bis niedrigen Versorgung auszugehen.

Die Mg-Gehalte der Grünlandböden sind mit durchschnittlich 600 mg/kg für diese Substratgruppe hingegen ungewöhnlich hoch. Sie schwanken dabei mit Werten von 42 bis 1150 mg/kg sehr stark. Möglicherweise werden z.T. gezielt Mg-Dünger eingesetzt, um der Weidetetanie, einer Mg-Mangelerscheinung bei Weidetieren, vorzubeugen. Allerdings sollte das natürliche Mg-Angebot dieser Böden für die Grünlandnutzung i.d.R. genügen. Nach AMBERGER (1996) sollte in Grünlandböden der verfügbare Mg-Gehalt >150 mg/kg liegen, um einen Mg-Mangel bei Weidetieren zu verhindern.

Hinsichtlich der Nährstoffversorgung sind es die ertragreichsten Böden des Untersuchungsgebietes. Von den untersuchten Nährstoffen wird P in den lösslehmarmen Böden im Gebiet der basischen Magmatite am ehesten das ertragslimitierende Element sein.



Rheinland-Pfalz Rheinland-Pfalz

Abb. 18 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Die hinsichtlich ihrer Verbreitung wichtigste Substratgruppe sind die lösslehmhaltigen bis -reichen Substrate, die als Untergrundkomponente basische Magmatite (Lp(2-3)/+Vb, +VTb (1-2)) enthalten. Mit 17-24 cmol/z/kg ist die mittlere KAK_{pot} geringer als in den oben beschriebenen lösslehmarmen bis -freien Substraten. Besonders auffallend ist der Unterschied beim S-Wert der Waldoberböden, der mit durchschnittlich 6 cmol/z/kg (3 - 25 cmol/z/kg) um fast 50% niedriger ist. Da der mittlere H-Wert hingegen etwas höher liegt, weisen sie zwar ein ähnliche KAK_{pot} auf, die Basensättigung liegt in den lößreicheren Waldoberböden aber bei nur 27%. Der V-Wert der lösslehmhaltigen- bis reichen Oberböden schwankt dabei auffallend stark. 40% dieser Böden sind basenarm, d.h. ihr V-Wert liegt bei <20%. Die übrigen 60% sind zu etwa gleichen Teilen mittelbasisch und basenreich. Im Wesentlichen wird dies von stark schwankenden Ca-Gehalten verursacht. In austauschbarer Bindung wurden Gehalte zwischen 0,2 und 19 cmol/z/kg (Mittel: 4 cmol/z/kg) festgestellt. Die Unterschiede beim Mg-Gehalt sind dabei weit geringer. Die Ca- und Mg-Reserven sind mit einem Gesamtgehalt (KW-Extrakt) von durchschnittlich 1460 mg/kg Ca und 4130 mg/kg Mg um ca. 30% niedriger als in den lösslehmarmen bzw. -freien Waldoberböden der basischen Magmatite. Die Ursache für diese große Schwankungsbreite ist unklar. Allerdings können enge statistische Beziehungen zwischen dem pH-Wert und dem Ca-Gesamtgehalt festgestellt werden. Möglicherweise verbessern Bodenschutzkalkungen die Basensättigung in den Oberböden der Wälder in unterschiedlichem Maß (siehe auch 4.1.2.).

Die P-Versorgung der Waldböden gleicht mit 8 mg P_2O_5/100g (2-23 mg/100g) den Werten, wie sie in den lösslehmarmen Waldböden im Gebiet der basischen Magmatite angetroffen wurde. Die K-Gehalte sind im Durchschnitt mit 12 mg K_2O/100g (2-32 mg/100g) etwas geringer, wobei die Unterschiede anscheinend stärker durch die Art des Baumbestandes als vom Substrat bestimmt werden. Zwar besteht eine erhebliche statistische Unsicherheit, aber die Mittelwerte sinken bei dieser Substratgruppe auffallend von 21 mg K_2O/100g in den Oberböden der Laubwälder auf 10 mg K_2O/100g in Mischwälder bzw. 6 mg K_2O/100g in Nadelwälder. Die Unterschiede sind in deren Humusauflagen noch deutlich aus-

Tab. 22 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Oberboden
(Angaben in mg K_2O/100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz.. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	1	*9*	*0*	*5,5*	*8,7*	***11,7***	*26,7*	*48,9*	*56,6*	*37,3*
YL	3	38	0	2,5	14,4	**23,1**	42,4	56,6	128,1	59,9
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	4	14	0	4,0	7,9	**9,9**	25,6	44,9	88,0	40,1
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5	17	0	3,8	6,9	**8,2**	15,8	30,2	54,2	22,0
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	6	*6*	*0*	*4,1*	*4,6*	***8,5***	*12,5*	*22,5*	*23,6*	*23,6*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	7	14	0	2,1	5,2	**8,5**	23,4	38,1	64,4	35,2
Au	8	12	0	5,1	6,5	**11,2**	21,0	30,7	42,5	42,5
Al	9	40	0	2,3	5,8	**10,8**	16,3	38,9	77,6	29,4
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	10	15	0	2,0	9,6	**14,2**	38,1	61,4	163,2	61,4
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	11	20	0	6,3	13,3	**27,8**	41,2	61,0	62,7	62,7
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	12	23	0	2,2	6,9	**10,1**	22,2	51,6	70,6	44,1
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	13	*8*	*0*	*7,7*	*10,7*	***17,5***	*34,7*	*54,4*	*60,1*	*60,1*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	14	*4*	*0*	*2,6*	*12,0*	***21,9***	*40,7*	*58,9*	*58,9*	*58,9*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	15	*8*	*0*	*8,5*	*11,1*	***15,1***	*32,0*	*47,6*	*48,0*	*48,0*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	16	17	0	2,7	6,8	**10,4**	14,5	18,2	23,1	23,1

geprägter (siehe unten). In Abhängigkeit von Gehalt an austauschbarem Mg ist auch der NH_4NO_3-extrahierbare Mg-Anteil mit 231 mg/kg im Mittel um mehr als 50% niedriger als in den Substraten mit hohem Gehalt an basischen Magmatiten. 75% dieser Waldböden enthalten mehr als 100 mg/kg dieser Mg-Fraktion, so dass wie bei den anderen Nährstoffen davon auszugehen ist, dass sie überwiegend ausreichend bis gut an diesen Nährstoffen versorgt sind.

Die lösslehmhaltigen bis –reichen Ackerböden der basischen Magmatite weisen eine mittlere KAK_{pot} von 15 cmol/z/kg auf. In den Grünlandböden liegt der Wert bei 19 cmol/z/kg. Das sind jeweils 30% weniger als in den Böden mit hohem Gehalt an basischen Magmatiten. Insbesondere in den Ackerböden ist die Basensättigung mit 83% durch Kalkung und Düngung günstig. Die extensivere Bewirtschaftung der Grünlandböden führt zu einer Basensättigung von nur 68%.
Auch die Ca- und Mg-Reserven sind in diesen lösslehmhaltigen bis –reichen Böden erheblich niedriger. Die Gesamtgehalte sind mit ca. 2600 mg/kg Ca und 4600-4800 mg/kg Mg etwa 30-50% geringer. Dies zeigt, dass ohne bodenverbessernde Maßnahme Nährstoffversorgung und –reserven in den lösslehmhaltigen bis –reichen Böden ungünstiger sind.
Offensichtlich führt im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite ein steigender Lösslehmgehalt zur sinkenden Austauschkapazität und einer geringeren Basenversorgung sowie -reserven. Die Böden sind entsprechend potentiell empfindlicher gegenüber Säure- und Schadstoffeinträgen. Ein Hinweis darauf liefern die Werte der „reinen“ Lösslehme. Zwar verbietet die geringe Fallzahl eine tiefergehende Interpretation der Daten, aber tendenziell ist die vergleichsweise geringe KAK_{pot} der Lösslehme zu erkennen. Ohne Nutzungsdifferenzierung weisen sie im Untersuchungsraum eine KAK_{pot} von 17 cmol/z/kg und einen S-Wert von 6 cmol/z/kg auf, was einer mittleren Basensättigung von 39% entspricht. Dies ist zwar gegenüber den landesweiten Werte günstiger (siehe Tab. 20), liegt aber allein darin begründet, dass es sich vorwiegend um Grünlandböden handelt. Die Ca- und Mg-Reserven liegen nochmals ungefähr 20% niedriger als in den lösslehmreichen Grünlandböden der basischen Magmatite. Dies zeigt, dass ohne Düngung die basischen Magmatite erheblich zur Versorgung an Erdalkalimetallen beitragen.

Tab. 23 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	1	*9*	*0*	*76,0*	*123*	***265***	*600*	*685*	*718*	*718*
YL	3	38	0	40,2	116	**156**	244	365	529	377
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	4	14	0	146,4	321	**494**	846	1008	1040	1040
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5	17	0	84,4	210	**307**	629	947	1036	1036
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	6	*6*	*0*	*244,8*	*302*	***357***	*410*	*1291*	*1389*	*410*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	7	14	0	5,7	78	**250**	451	571	954	954
Au	8	38	0	29,9	130	**183**	255	297	515	320
Al	9	91	0	9,4	102	**166**	227	293	625	380
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	10	63	1	<0,1	59	**91**	169	237	798	306
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	11	20	0	132,7	243	**410**	693	1039	1422	1153
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	12	23	0	11,3	125	**213**	315	725	1050	499
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	13	*9*	*0*	*26,1*	*116*	***208***	*295*	*706*	*925*	*378*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	14	*4*	*0*	*42,4*	*244*	***585***	*741*	*758*	*758*	*758*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	15	*8*	*0*	*44,5*	*67*	***143***	*167*	*286*	*330*	*185*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	16	18	0	14,2	32	**97**	179	290	377	377

Wie bei den Waldböden weisen auch die landwirtschaftlich genutzten Böden im Gebiet der basischen Magmatite bei steigendem Lösslehmgehalt geringere Nährstoffgehalte auf. Bei einem mittleren K-Gehalt von 23 mg K_2O/100g (11-48) besteht dort in den Ackerböden in etwa 25% der untersuchten Böden ein schwacher Mangel. Deutlich ungünstiger ist die Situation in den Grünlandböden mit durchschnittlich 8 mg K_2O/100g (4-14). Auch wenn die Bewertung der K-Versorgung in erster Linie auf Ackerböden abzielt, dürfte das K-Angebot dieser Böden eher gering sein.
Da der P-Gehalt der landwirtschaftlich genutzten Böden vorwiegend durch die Intensität der Düngung bestimmt wird, sind substratabhängige Unterschiede meist gering. Die P-Gehalte sind gegenüber den Substraten mit einem hohen Gehalt an basischen Magmatiten etwas geringer. In Ackerböden wurden im Mittel 12 mg P_2O_5/100g (7-20) und in Grünlandböden nur 3 mg P_2O_5/100g (1-10) gemessen. Dies bedeutet, dass in mehr als der Hälfte der Ackerböden ein schwacher Mangel und in 75% der Grünlandböden ein schwacher, möglicherweise auch starker Mangel besteht.

Die Mg-Versorgung der landwirtschaftlich genutzten Böden ist in allen Fällen ausreichend, überwiegend ist sie sogar sehr gut. Der Mg-Gehalt der Grünlandböden liegt mit durchschnittlich 304 mg/kg (58-990) etwa gleich hoch wie bei den basaltreichen Substraten und damit ca. doppelt so hoch wie bei ackerbaulicher Nutzung. Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass gezielt Mg-Dünger ausgebracht werden.
Auch bei dieser Substratgruppe dürfte Phosphor der Stoff sein, der am ehesten den Ertrag limitiert.

Unter dem Vorbehalt einer statistisch sehr unsicheren Fallzahl, dürfte die Nährstoffversorgung der Grünlandböden aus „reinem“ Lösslehm überwiegend gut sein. Bei K und P wurden ähnliche Gehalte gefunden wie bei den basaltreichen Substraten, die Mg-Versorgung ist allerdings weit geringer.

Für die Substrate der intermediären Vulkanite stehen aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Verbreitung auf Blatt Westerburg nur wenige Daten zur Verfügung. In den überwiegend lösslehmhaltigen bis –reichen Böden (Lp(2-3)/+Vi(1-2)) scheint die Höhe der KAK_{pot} zwischen der der basischen Magmatite und der des reinen Lösslehms zu stehen. Erwartungsgemäß wurde bei den Waldböden nur ein geringer

Basengehalt und –sättigung festgestellt. Unter dem Vorbehalt einer schlechten statistischen Absicherung sollten die Waldböden weitgehend basenarm sein. Bei den landwirtschaftlich genutzten Böden dieser Substratgruppe wurden hinsichtlich KAK_{pot} und Basengehalt ähnliche Werte gemessen wie bei den lösslehmhaltigen bis –reichen Substrate der basischen Magmatite. Auch hier scheinen Düngung und Kalkung die natürlichen Verhältnisse zu überprägen.
So weit es sich abschätzen lässt, dürfte die Nährstoffversorgung der Grünlandböden günstig sein und etwa auf dem Niveau der lösslehmhaltigen Substrate der basischen Magmatite liegen (siehe oben).

Tab. 24 Statistische Kennwerte: Potentielle Kationenaustauschkapazität in der organischen Auflage
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	405	0	4,64	32,08	**48,47**	59,95	70,20	254,77	94,00
(allgemein))	5413	52	0	43,11	59,95	**64,42**	71,49	76,70	94,00	82,88
Vb (Organische Auflage;	RP	166	0	4,64	35,02	**50,26**	60,51	68,45	94,00	94,00
(Laubwald))	5413	36	0	43,11	60,18	**64,11**	69,77	79,46	94,00	82,88
Vbn (Organische Auflage;	RP	152	0	0,00	28,60	**45,24**	56,95	67,96	80,36	80,36
(Mischwald))	5413	11	0	47,80	51,72	**67,61**	70,59	73,32	75,27	75,27
Vn (Organische Auflage;	RP	71	0	13,22	31,41	**46,25**	65,54	75,53	187,42	93,05
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*44,02*	*51,74*	***73,09***	*78,41*	*93,05*	*93,05*	*93,05*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Die tephrenhaltigen Substrate weisen im Untersuchungsraum ebenfalls überwiegend einen mittleren bis hohen Lösslehmgehalt auf (Lp(2-3)/+LTi(1-2)). Mit einer mittleren KAK_{pot} von 27 cmol/z/kg in Waldoberböden und 18 cmol/z/kg in Grünlandböden sind die Verhältnisse mit den anderer Substrate mit hohem Lösslehmgehalt vergleichbar. Die Basensättigung der Waldböden ist mit durchschnittlich 20% etwas ungünstiger, wobei sie wie bei den lösslehmhaltigen- bis reichen Substraten der basischen Magmatite sehr stark schwankt. Knapp die Hälfte der Böden sind basenarm, die übrigen überwiegend mittelbasisch. Auch hier wird als Ursache für das starke Schwanken der Basensättigung die Bodenschutzkalkung der Waldböden gesehen.
Die mittleren P-und K-Gehalte der tephrenhaltigen Waldböden liegen mit 6 mg P_2O_5/100g bzw. 10 mg K_2O/100g etwas niedriger als bei übrigen Substraten des Untersuchungsgebietes. Auch hier schwanken die Werte relativ stark, was anscheinend ebenfalls auf den Einfluss des Baumbestandes zurückzuführen ist. Die Böden der Laubwälder weisen überwiegend deutlich höhere Gehalte an diesen Nährstoffen auf als die Mischwälder. Mit im Mittel 183 mg/kg (6-470 mg/kg) liegt der pflanzenverfügbare Mg-Gehalt unter dem anderer Substratgruppen auf Blatt Westerburg. Die Gehalte schwanken sehr stark und ein Drittel dieser Waldböden enthalten weniger als 60 mg/kg, so dass ein Mg-Mangel nicht immer auszuschließen ist.
Auch bei den Grünlandböden dieser Substratgruppe schwanken S- und V-Wert in einem enorm weiten Bereich. Bei einer Spannweite von 1 und 18 cmol/z/kg bzw. 4 bis 78% und gleichzeitig geringer Fallzahl kann kein sicherer Mittelwert definiert werden. Es ist davon auszugehen, dass es sich ohne menschliche Eingriffe um vergleichsweise basenarme Böden handelt.
Bezüglich der Nährstoffversorgung der landwirtschaftlich genutzten Böden innerhalb dieser Substratgruppe stehen aus dem Untersuchungsraum ausschließlich Daten von Grünlandstandorten zur Verfügung. Mit durchschnittlich 5 mg K_2O/100g (4-20) und 3 mg P_2O_5/100g (0,6-10) sind die Böden über-

Tab. 25 Statistische Kennwerte: Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in der organischen Auflage

(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basensättigung (%)	Austauschbare Kationen				
						H-Wert (H^+,Al^{3+})	Calcium	Magnesium	Kalium	Natrium
V (Organische Auflage	RP	405	48,47	19,81	49	19,96	14,00	4,05	1,18	0,08
(allgemein))	5413	52	64,42	40,39	65	21,13	31,52	6,54	2,34	0,08
Vb (Organische Auflage	RP	166	50,26	28,44	60	17,90	20,25	5,35	1,60	0,08
(Laubwald))	5413	36	64,11	43,40	69	18,26	33,72	6,73	2,60	0,09
Vbn (Organische Auflage	RP	152	45,24	17,04	45	20,26	11,92	3,68	0,93	0,08
(Mischwald))	5413	11	67,61	37,64	56	27,05	28,20	6,76	1,71	0,08
Vn (Organische Auflage	RP	71	46,25	11,14	27	27,42	7,59	2,15	0,72	0,11
(Nadelwald))	5413	*5*	*73,09*	13,04	18	60,71	10,21	2,15	0,71	0,08

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

wiegend mangelhaft mit diesen Nährstoffen versorgt. Dieses Substrat weist auch die geringsten Mg-Gehalte auf. Mit durchschnittlich 115 mg Mg/kg (17-290) dürfte in mehr als der Hälfte der Böden ein schwacher Mg-Mangel vorliegen.

Insgesamt gesehen sind KAK_{pot} und Basensättigung in den tephrenhaltigen Substraten etwas ungünstiger als in denen der basischen Magmatiten mit vergleichbarem Lösslehmgehalt. Deutlich ungünstiger ist hingegen die Nährstoffversorgung.

Aufschlussreich ist bei den Waldböden der Vergleich zwischen organischer Auflage (Auflagehumus) und Mineralboden. Die mittlere KAK_{pot} der organischen Auflagen liegt mit 64 cmol/z/kg etwa um das 2,5-fache höher als in den folgenden Waldoberböden. Das bodenbildende Substrat beeinflusst die Höhe der KAK_{pot} nicht erkennbar, wohl aber die Nährstoff- bzw. Basenversorgung. Bei den folgenden Bewertungen ist zu berücksichtigen, dass die Nährstoffgehalte im Auflagehumus generell stark schwanken, was auf die flächendeckend durchgeführten Bodenschutzkalkung zurückgeführt wird. Da aber der Zeitpunkt der Ausbringung stark variiert, dürfte die Umsetzung des Kalkdüngers ebenfalls unterschiedlich weit fortgeschritten sein. Dennoch sind substratspezifische Unterschiede deutlich erkennbar.

Die organischen Auflagen im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite weisen wie im Mineralboden den höchsten Basengehalt und –sättigung auf. Auch hier zeigt sich, dass bei den lösslehmarmen Standorten mit einem mittleren S-Wert von 47 cmol/z/kg und einem V-Wert von 72% auch in der Humusauflage etwas günstigere Verhältnisse herrschen als bei den lösslehmhaltigen bis -reichen (S-Wert 41 cmol/z/kg, V-Wert 65%). Im Gebiet der tephrenhaltigen Substrate sinkt in der organischen Auflage der S-Wert und damit die Basensättigung auf durchschnittlich 38 cmol/z/kg bzw. 41%. Damit ist der Basengehalt in der organischen Auflage generell deutlich höher als in den folgenden Mineralbodenhorizonten. Je günstiger der Basengehalt im Mineralboden ist, umso geringer ist der Unterschied zur organischen Auflage. So liegt der S-Wert in der Humusauflage im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite um ca. das 4-fache (lösslehmarm) bis 8-fache (lösslehmhaltig, -reich) über den Gehalten des Waldoberbodens, im Gebiet der tephrenhaltigen Böden im Mittel sogar um das 15-fache höher. Maßgeblich wird die Höhe des S-Wertes vom Gehalt an austauschbaren Ca bestimmt. Im Mittel hat das Ca einen Anteil am S-Wert von 77- 80%, während er beim Mg bei 15-18% liegt.

Der Ca-Gesamtgehalt (KW-Extrakt) liegt in der organischen Auflage bei durchschnittlich 7800 mg/kg und damit um etwa 4- bis 7-fache über der Konzentration des Oberbodens. Der Mittelwert schwankt bei

Tab. 26 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat in der organischen Auflage

(Angaben in mg P_2O_5/100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	644	0	0,5	16,3	**28,4**	47,8	68,1	165,6	95,0
(allgemein))	5413	52	0	12,8	39,4	**57,6**	81,0	105,6	165,6	123,0
Vb (Organische Auflage;	RP	175	0	6,4	31,9	**47,8**	66,5	82,9	165,6	109,8
(Laubwald))	5413	36	0	12,8	50,6	**68,2**	89,3	109,3	165,6	123,0
Vbn (Organische Auflage;	RP	156	0	0,5	19,9	**29,9**	43,5	63,0	108,7	75,8
(Mischwald))	5413	11	0	13,4	29,7	**42,3**	57,4	85,9	108,7	70,7
Vn (Organische Auflage;	RP	72	0	3,2	14,7	**22,3**	41,1	52,3	92,0	74,3
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*19,2*	*23,3*	***28,0***	*39,5*	*45,0*	*45,0*	*45,0*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

allen Substraten in einem weiten Bereich, was ebenfalls auf die Bodenschutzkalkung zurückzuführen ist. Beim Mg hingegen enthalten 90% der organischen Auflagen weniger Mg als die folgenden Mineralbodenhorizonte. Besonders ausgeprägt ist dies verständlicherweise in den Substraten, die reich an basischen Magmatiten sind. Im Mittel enthält die Humusauflage 2400 mg/kg Mg_{ges} und damit nur ca. 60% der folgenden Mineralbodenhorizonte.

Etwa 80% des Ca-Gesamtgehaltes liegt durchschnittlich in den organischen Auflagen in austauschbarer Form (32 cmol/z/kg) vor. Die gegenüber den Mineralböden hohen Gesamtgehalte und die höhere Mobilität erklären den hohen Gehalt an austauschbaren Ca. Da Mg in der Humusauflage erheblich labiler als im Mineralboden gebunden ist, erreicht das austauschbare Mg mit durchschnittlich 6,5 cmol/z/kg etwa 40% des Gesamtgehaltes. Dies ist je nach Substrat das 3- bis 6-fache des folgenden Mineralbodenhorizonts. Die weit höhere Mobilität ist trotz der höheren pH-Werte (siehe 4.1.2.) auf den Mangel an mineralischen Bindungsplätzen zurückzuführen.

Neben der natürlichen Bioakkumulation in der Humusauflage, die in nährstoffarmen Böden besonders ausgeprägt ist, werden die gegenüber dem Mineralboden erhöhten Ca-Gehalte entscheidend durch die flächendeckend durchgeführten Bodenschutzkalkungen hervorgerufen. Die Daten zeigen aber auch, dass das ausgebrachte Ca und Mg in nährstoffarmen Böden längerfristig weitgehend in der organischen Humusauflage verbleibt und den Oberboden mittelfristig kaum verbessert. Zu einer vergleichbaren Bewertung kommen auch EDER & GAUER (1991) und WEYER (1993).

Tab. 27 Statistische Kennwerte Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium in der organischen Auflage (Angaben in mg K_2O/100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	421	2	<0,1	40,2	**67,4**	110,3	143,7	385,7	214,5
(allgemein))	5413	52	0	20,3	61,2	**115,5**	172,1	221,7	385,7	264,1
Vb (Organische Auflage;	RP	176	1	<0,1	63,8	**95,5**	134,3	172,6	385,7	224,3
(Laubwald))	5413	36	0	24,5	77,8	**140,9**	192,2	253,0	385,7	362,1
Vbn (Organische Auflage;	RP	157	1	<0,1	36,8	**57,7**	92,6	123,2	199,4	168,8
(Mischwald))	5413	11	0	27,2	48,5	**90,4**	132,3	174,0	199,4	199,4
Vn (Organische Auflage;	RP	72	0	13,5	28,1	**37,6**	67,8	111,5	145,7	124,4
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*20,3*	*32,0*	***39,9***	*49,9*	*71,6*	*71,6*	*71,6*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Tab. 28 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium in der organischen Auflage

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage; (allgemein))	RP	412	0	11,7	276	**621**	997	1412	2339	2060
	5413	43	0	80,4	738	**940**	1257	1870	3122	2011
Vb (Organische Auflage; (Laubwald))	RP	172	0	16,8	484	**737**	1082	1465	2060	1952
	5413	29	0	80,4	790	**992**	1272	1766	3122	1834
Vbn (Organische Auflage; (Mischwald))	RP	158	0	11,7	263	**610**	944	1393	2052	1818
	5413	9	0	369,8	741	**932**	1229	1940	2208	1538
Vn (Organische Auflage; (Nadelwald))	RP	68	0	24,8	158	**285**	702	1326	2339	1465
	5413	*5*	*0*	*245,1*	*253*	***259***	*977*	*2530*	*2530*	*459*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Der K- und P-Gehalt in der Humusauflage wird vom Baumbestand und dem Angebot im Mineralboden gesteuert. Die organische Auflage der Laubwälder enthalten im Untersuchungsraum mit 141 mg K_2O/100g im Mittel mehr als die 3-fache Menge als in den Nadelwäldern. Die O-Horizonte der Mischwälder nehmen mit 90 mg K_2O/100g erwartungsgemäß eine Zwischenstellung ein (siehe auch Tab. 27). Dies wurde auch schon früheren Bodenzustandsberichten beobachtet. Beim pflanzenverfügbaren P ist die Situation vergleichbar. Hier sinkt der mittlere Gehalt von 68 mg P_2O_5/100g in Laubwälder auf 42 mg P_2O_5/100g in Mischwälder bzw. 28 mg P_2O_5/100g in Nadelwälder. Der Einfluss des Mineralbodens auf den K- und P-Gehalt in der Humusauflage ist schwächer, aber erkennbar. In den Laubwäldern im Gebiet der basischen Magmatite enthält die Humusauflage im Mittel 159 mg K_2O/100g bzw. 84 mg P_2O_5/100g, die Auflagen der tephrenhaltigen Substrate hingegen 120 mg K_2O/100g bzw. 53 mg P_2O_5/100g.
Insgesamt ist in der Humusauflage die Versorgung mit diesen essentiellen Nährstoffen erheblich günstiger als im Landesdurchschnitt. Die Ursache hierfür ist nicht geklärt.
Auch die pflanzenverfügbaren Nährstoffe K und P sind in der organischen Auflage gegenüber dem Mineralboden deutlich angereichert. Üblicherweise liegen die Gehalte um Faktor 7 bis 12 höher als im folgenden Oberboden.

Für die Nährstoffversorgung der Waldböden kann vereinfacht die Regel aufgestellt werden, dass die Bedeutung der (geringmächtigen) organischen Auflage als Nährstoffspeicher wächst, umso geringer die Nährstoffgehalte und –reserven im Mineralboden sind.

4.2. Spurenelemente

Elemente werden zu den Spurenstoffen gezählt, wenn ihre mittlere Konzentration 100 mg/kg unterschreitet (FIEDLER & RÖSLER 1988). Abgesehen von Arsen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle, d.h. Metalle mit einer Dichte >4,5 g/cm^3.
Anorganische Spurenstoffe sind grundsätzlich natürliche Bestandteile der Ausgangsgesteine der Bodenbildung und gelangen durch die Verwitterung in die Pedosphäre. Solange deren Konzentrationen sich in natürlichen Bereichen befinden (siehe Tab. 29), besitzen diese Spurenelemente keine negativen Wirkungen auf die Umwelt. Einige dieser Elemente gehören zu den essentiellen oder nützlichen Spuren- (Mikro-) Nährstoffen für Pflanzen und/oder Tiere. Hier sind vor allem Kupfer und Zink zu nennen. Cadmium, Quecksilber und Blei zählen zu den entbehrlichen Elementen, d.h. sie gelangen in den Biokreis-

Tab. 29 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden
(Angaben in mg/kg TB) (nach KUNTZE et al. 1988 und BLUME 1990)

Element	häufig	Grenzwert nach AbfKlärV 1992	phytotoxische Schwelle	**Transferkoeffizient Boden-Pflanze
As	0,1 - 20	*(20)	50 - 500***	0,01 - 0,1
Cd	0,01 - 1	*1,5/1,0	10 - 175	1 - 10
Cr	2 - 50	100	500 - 1500	0,01 - 0,1
Cu	1 - 20	60	200 - 400	0,1 - 1
Hg	0,01 - 1	1	10 - 1000	0,01 - 0,1
Ni	2 - 50	50	200 - 2000	0,1 - 1
Pb	0,1 - 20	100	500 - 1500	0,01 - 0,1
Zn	3 - 50	*200/150	500 - 5000	1 - 10

* Nach der AbfKlärV (1992) gelten die niedrigeren Grenzwerte, wenn der Tongehalt < 5 Gew.% oder der pH-Wert < 6 liegt; Grenzwert für As nach KLOKE (1980)
** Transferkoeffizient Boden-Pflanze: Quotient aus Gesamtgehalt Pflanzen/Boden
*** aus KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1984

lauf, ohne für Pflanzen und Tiere nützliche Funktionen zu besitzen. Solange die Gehalte im natürlichen Bereich liegen, hat die Natur während der Evolution eine gewisse Toleranz gegenüber diesen potentiell toxischen Elementen entwickelt. Ob ein Spurenelement als Schadstoff anzusprechen ist, hängt in erster Linie von seiner Konzentration ab. Stark erhöhte Schwermetallgehalte im Boden finden sich in der Natur nur kleinflächig in Gebieten mit lithogenen Anomalien (z.B. ausstreichende Erzgänge).
Seit der Mensch Metalle verarbeitet, gelangen Spurenelemente, die immobil in Gesteinen und Erzen fixiert waren, in die Umwelt. Erst durch die industrielle Nutzung der Metalle und die Verbrennung fossiler Energieträger wurden sie zu einem globalen Umweltproblem. Besonders bei den Spurenelementen überschreiten die anthropogenen Emissionen die natürlichen Gehalte der Atmosphäre um ein Vielfaches. Während durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe überwiegend ubiquitäre, flächenhafte Belastungen entstehen, werden durch Energieerzeugung, Industrie und Müllverbrennung stärker punktuelle, lokale Kontaminationen hervorgerufen. Neben atmosphärischen Immissionen gelangen Schadstoffe auch direkt in die Böden. Hier sind vor allem die Aufbringung von Klärschlamm, Dünge- und Spritzmitteln auf landwirtschaftliche Nutzflächen und Gartenböden sowie die Belastung von Auenböden durch den Eintrag gelöster Schadstoffe oder kontaminierter Schwebstoffe zu nennen.

Tab. 30 Vorsorgewerte für Metalle (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 2 Satz 1)
(in mg/kg Trockenmasse, Feinboden (<2mm), Königswasserextraktion)

Bodenart	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Ton	100	1,5	100	60	70	1,0	200
	pH <5 70	pH <6 1,0			pH <6 50		pH <6 150
Lehm/Schluff/ stark schluffiger Sand	70	1,0	60	40	50	0,5	150
	pH <5 40	pH <6 0,4			pH <6 15		pH <6 60
Sand	40	0,4	30	20	15	0,1	60
Böden mit naturbedingt und großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten	Unbedenklich, soweit eine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzliche Einträge nach § 9 Abs. 2 und 3 der BBodSchV keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen						

nach BBodSchV 1999 finden die Vorsorgewerte für Böden und Bodenhorizonte mit einem Humusgehalt von mehr als 8% keine Anwendung. Für diese Böden können die zuständigen Behörden ggf. gebietsbezogene Festsetzungen treffen.

Tab. 31 Prüfwerte für Metalle (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1) (Wirkungspfad Boden-Mensch) (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden (<2mm), Königswasserextraktion)

	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Queck-silber	Zink
Kinderspielflächen	25	200	10*	200	-	70	10	-
Wohngebiete	50	400	20*	400	-	140	20	-
Park- u. Freizeitanlagen	125	1000	50	1000	-	350	50	-
Industrie- und Gewerbegrundstücke	140	2000	60	1000	-	900	80	-

*in Haus- und Kleingärten, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nahrungspflanzen genutzt werden, ist für Cadmium der Wert von 2 mg/kg TM als Prüfwert anzuwenden.

Die Bewertung der Bodeninhaltsstoffe hinsichtlich gesetzlicher Regeln erfolgt nicht mehr wie in den früheren Bodenzustandsberichten in gesonderten Kapiteln, sondern in den Beiträgen zu den einzelnen untersuchten Stoffen (4.2.ff).
Das Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) trat 1998 in Kraft. Ein Jahr später folgte das untergesetzliche Regelwerk, die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999), in der die Umsetzung des BBodSchG festgelegt ist. Damit steht erstmals ein bundesweit geltendes Gesetz bzw. eine Verordnung zum Schutz des Bodens zur Verfügung. Die BBodSchV legt neben den Anforderungen an das gesamte Untersuchungsverfahren (Probennahme, Untersuchungsverfahren, etc.) vor allem Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte für Bodeninhaltsstoffe fest.

Das BBodSchG definiert die stoffbezogenen Vorsorgewerte als „Bodenwerte, bei deren Überschreiten ... die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“ (§ 8 Abs. 2 Satz 1). Die Vorsorgewerte für Metalle berücksichtigen in einen gewissen Maß durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion die geogenen Grundgehalte bzw. die elementspezifische Mobilität (siehe Tab. 30). Allerdings ist der Anwendungsbereich auf Böden mit einem Humusgehalt von ≤8 Gew.% eingeschränkt, womit sie in Waldböden häufig nicht anwendbar sind.

Tab. 32 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Ackeroberböden

		< Grenzwert		≥ Grenzwert		Σ
Element	Grenzwert in mg/kg	Anzahl	**%**	Anzahl	**%**	Anzahl
Arsen	20*	22	**100**	0	**0**	22
Blei	100	22	**100**	0	**0**	22
Cadmium	1,0	21	**95**	1	**5**	22
	1,5	-	**-**	-	**-**	-
Chrom	100	21	**95**	1	**5**	22
Kupfer	60	21	**95**	1	**5**	22
Nickel	50	14	**64**	8	**36**	22
Quecksilber	1	22	**100**	0	**0**	22
Zink	150	15	**68**	7	**32**	22
	200	-	**-**	-	**-**	-

Nach der AbfKlärV (1992) gelten die niedrigeren Grenzwerte für Cd und Zn, wenn der Tongehalt <5 Gew.% oder der pH-Wert <6 ist
* Grenzwert nach KLOKE (1980)

Für Arsen ist in der BBodSchV kein Vorsorgewert angegeben. Zur Bewertung wurde hier der strengste Sanierungswert des Merkblattes ALEX-02 (1997) vom rheinland-pfälzische Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht herangezogen. Bei Unterschreitung von 20 mg As_{ges}/kg sollen quasinatürliche Gehalte erreicht werden, die eine multifunktionelle Nutzung des Standortes gewährleisten. Er deckt sich mit dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) (siehe unten).
Die Prüfwerte der BBodSchV beziehen sich hingegen auf den Wirkungspfad und wurden „gefahrenbezogen" abgeleitet. Werden die in Tab. 32 aufgeführten Werte überschritten, ist eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.

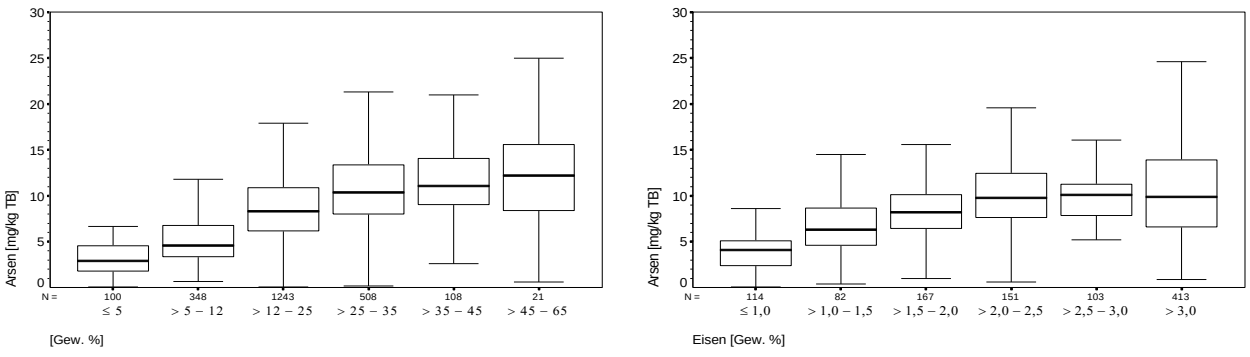
Eine weitere bundesweit geltende Verordnung ist die Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992), die die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Nutzflächen regelt. Da dieses gesetzliche Regelwerk eine spezielle Thematik behandelt, eignet es sich nur eingeschränkt zur Bewertung der Spurenelementgehalte des Bodens. Die Grenzwerte ermöglichen aber eine grobe Abschätzung der Konzentrationen, die im Sinne der Daseinsvorsorge nicht überschritten werden sollten.

Im Wesentlichen ist die Verwendung von Klärschlamm nur auf Ackerböden möglich, sofern es sich nicht um Gemüse- und Obstanbauflächen handelt. Bei anderen Bewirtschaftungsarten ist die Applikation von Klärschlamm verboten. Neben diesen grundsätzlichen Einschränkungen sind in der AbfKlärV (1992) weitere Aufbringungsverbote und Beschränkungen erlassen.

4.2.1. Arsen

Die im Untersuchungsraum vorkommenden Substrate weisen überwiegend geringe Arsen- (As) Gehalte auf. Auf ca. 80% der Fläche bewegen sich die mittleren Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar; As_{ges}) im Oberboden zwischen 4 und 8 mg As_{ges}/kg. Gerade die Substrate im Gebiet der basischen Magmatite enthalten ähnlich geringe Gesamtgehalte wie die As-armen Sandsteinböden des Pfälzer Waldes. Die mittleren Gehalte, die zur Ermittlung der substratabhängigen Hintergrundwerte herangezogen werden, werden in den Oberböden des Untersuchungsgebietes im Allgemeinen nicht oder nur geringfügig überschritten (siehe auch Kartenanlage).

Für bodenbildende Substrate, die aus sedimentären Locker- und Festgesteinen zusammengesetzt sind, gilt allgemein, dass mit zunehmenden Ton- und Eisengehalten mit steigenden As-Gesamtgehalten zu



Tongehalt Eisengehalt

Abb. 19 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

rechnen ist (siehe Abb. 19). Bei typischen Tongehalten von 20 bis 40 Gew.% wären 8-12 mg As_{ges}/kg großflächig zu erwarten gewesen. Gerade bei den basischen Magmatite kommt hinzu, dass sie sehr viel Eisen enthalten, so dass auch von dieser Seite mit überdurchschnittlichen As-Gehalten zu rechnen war. Die geringen Gesamtgehalte zeigen, dass für Substrate, die magmatische Gesteine enthalten, die überwiegend von Sedimentgesteinen abgeleiteten statistischen Zusammenhänge hier nicht gelten. Die basischen Magmatite im Untersuchungsraum zählen zu den As-ärmeren Gesteinen. Bei den intermediären und sauren Magmatiten ist mit geringfügig höheren lithogenen Grundgehalten zu rechnen (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

Der leicht mobilisierbare Anteil (NH_4NO_3-extrahierbar; As_{mob}) wird in erster Linie vom pH-Wert gesteuert. Ein deutlicher Anstieg des Mobilgehaltes ist erst bei pH-Werten < 4, die für Waldoberböden typisch sind, zu erwarten (siehe Abb. 20).

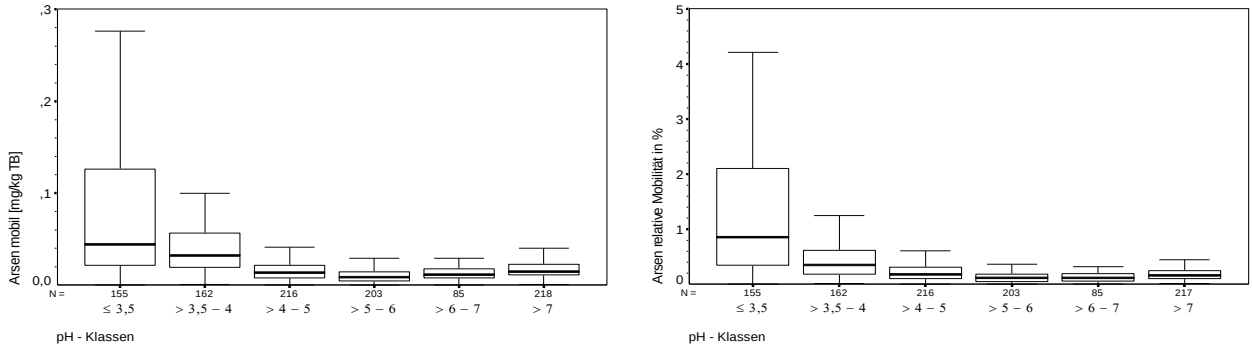


Abb. 20 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Der mittlere Gesamtgehalt in den periglazialen Lagen und Solumsedimenten mit hohem Anteil basischer Magmatite (+UV; +Vb; +VTb)(3-4)/Lp(0-1)) schwankt mit 4 bis 5 mg As_{ges}/kg nur in einem geringen Bereich. Fasst man sie als Gruppe zusammen, liegt der Mittelwert bei 5 mg As_{ges}/kg bei einer typischen Schwankungsbreite von 3 bis 10 mg As_{ges}/kg. In den überwiegend geringmächtigen obersten Mineralbodenhorizonten der Waldböden sind mit durchschnittlich 7 mg As_{ges}/kg die höchsten Gesamtgehalte im gesamten Bodenprofil zu finden. Das sind etwa das fünffache ihrer Humusauflagen die im Mittel 1,7 mg As_{ges}/kg enthalten. Damit sind sie As-ärmer als die organischen Auflagen des Untersuchungsraums, die anderen Mineralböden aufliegen (siehe Tab. 60). Unterhalb des Oberbodens sinkt As_{ges} wieder mehr oder weniger kontinuierlich ab (siehe auch Abb. 23; Profil 2, 5). Die landwirtschaftlich genutzten Böden dieser Substratgruppe enthalten im Mittel 5 mg As_{ges}/kg, wobei keine signifikanten Unterschiede zwischen Acker und Grünland festzustellen sind. Mehr als 8 bis 9 mg As_{ges}/kg sind bei landwirtschaftlicher Nutzung als anormal anzusehen. Gehalte oberhalb dieser Grenze wurden aber in den untersuchten Böden dieser Substratgruppe nicht festgestellt. Diese Werte decken sich mit den länderübergreifenden Daten der LABO (1998).

Erwartungsgemäß liegen im Untersuchungsraum die Mobilgehalte in den Waldoberböden mit durchschnittlich 0,031 mg As_{mob}/kg ungefähr doppelt so hoch wie in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Ursache hierfür sind weniger die tieferen pH-Werte der Waldböden als die höheren Gesamtgehalte. Die pH-Werte liegen überwiegend etwas über pH 4, so dass As noch relativ immobil ist. Dementsprechend unterscheidet sich die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt bei allen Nutzungen kaum und liegt im

Tab. 33 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	3,9	7,2	**9**	11	16	185	16
	5413	2	*5*	*0*	*3,9*	*4,1*	***4***	*6*	*7*	*7*	*7*
YL	RP	3	187	0	1,9	6,5	**9**	11	15	25	17
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	2,6	4,0	**5**	7	12	19	12
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	2,6	4,9	**6**	9	16	23	11
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*2,9*	*3,5*	***5***	*7*	*10*	*10*	*10*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	3,8	7,5	**10**	14	18	19	19
Au	RP	8	39	0	4,0	7,3	**10**	15	22	95	27
Al	RP	9	98	0	0,1	6,1	**10**	14	22	53	25
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	64	0	0,7	6,3	**8**	11	16	151	16
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	2,7	4,6	**5**	6	9	17	8
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	3,1	5,5	**7**	13	17	24	24
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	7	0	3,8	4,8	**8**	13	15	15	15
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*2,7*	*3,0*	***4***	*5*	*5*	*5*	*5*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*3,5*	*5,0*	***5***	*11*	*17*	*19*	*19*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	2,9	7,5	**10**	14	18	68	23
	5413	17	12	0	6,7	8,5	**10**	16	20	21	21

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Mittel bei 0,3%. Sowohl der Mobilgehalt als auch die relative Verfügbarkeit entsprechen damit den geochemischen Erwartungen (siehe auch Abb. 20).

Die höchsten Mobilgehalte werden trotz der geringen As_{ges}-Gehalte in den Humusauflagen angetroffen. Knapp 2% des Gesamtgehaltes liegen in mobiler Form vor, womit die relative Mobilität in der organischen Auflage die des Mineralbodens etwa um das 5-fache übersteigt. Dies wird auf die geringere Affinität des As auf organischer Bindungsformen zurückgeführt.
Die höchsten As_{ges}-Konzentrationen sind bei dieser Substratgruppe daher in den Waldböden im obersten Mineralbodenhorizont, die höchsten Mobilgehalte in deren organischen Auflage zu finden.

Die lösslehmhaltigen bis -reichen Substrate, die als Untergrundkomponente basische Magmatite (Lp(2-3)/+Vb, +VTb (1-2)) enthalten, unterscheiden sich im As-Gesamtgehalt kaum von den oben beschriebenen lösslehmarmen bis –freien Substraten. Mit nutzungsunabhängigen Mittelwerten von 5 bis 7 mg As_{ges}/kg liegen die Werte nur unwesentlich höher (siehe Tab. 33). Die etwas höheren Werte verur-

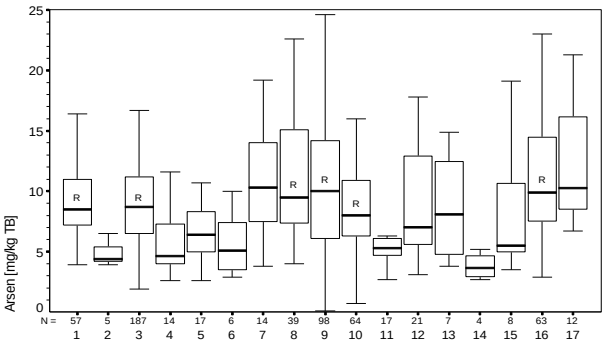
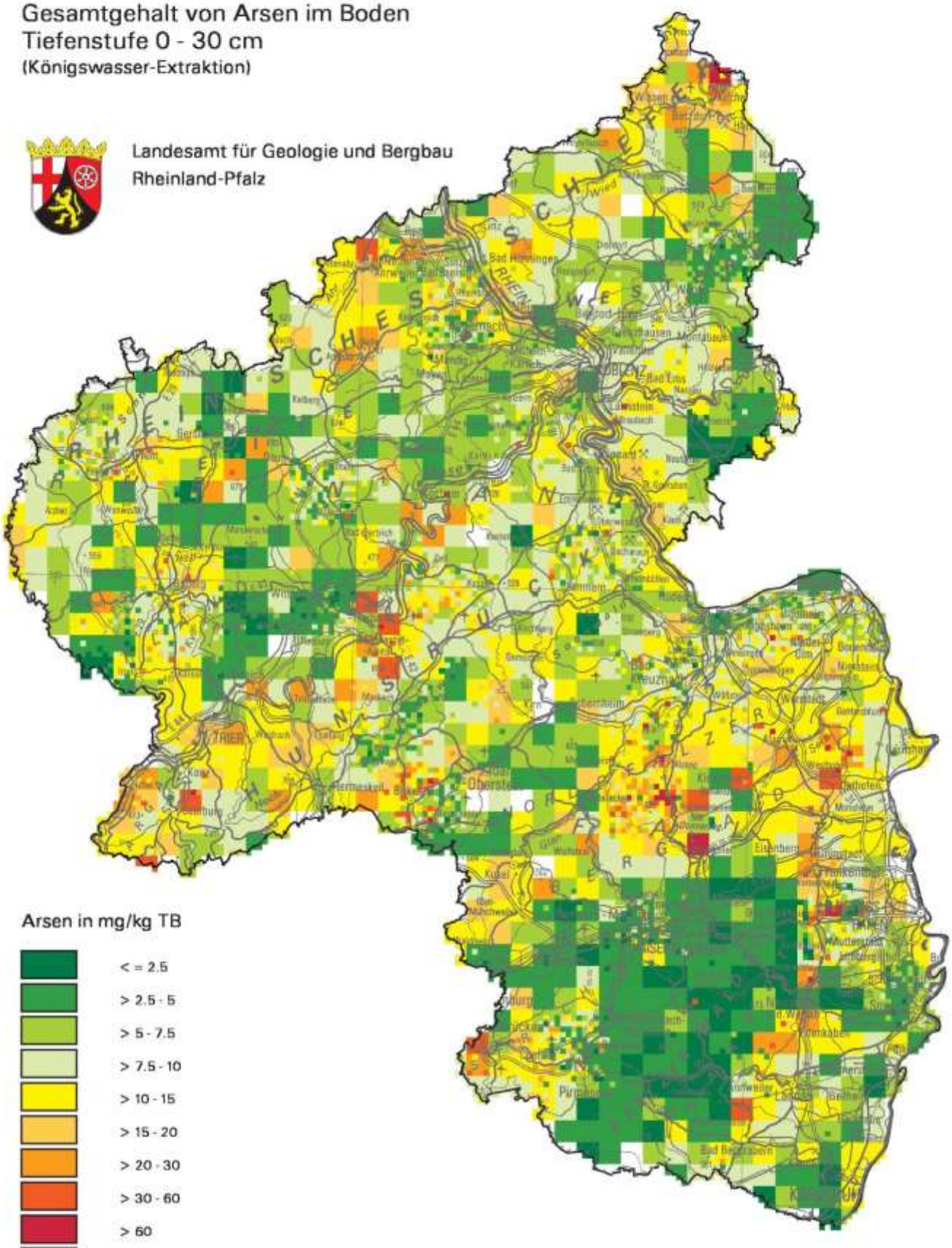


Abb. 21
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Arsen im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Arsen in mg/kg TB

- < = 2.5
- > 2.5 - 5
- > 5 - 7.5
- > 7.5 - 10
- > 10 - 15
- > 15 - 20
- > 20 - 30
- > 30 - 60
- > 60
- Keine Daten

Grenzwert nach KLOKE (1980): 20 mg/kg TB

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

Tab. 34 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	645	0	0.1	1.5	**3**	6	11	93	13
(allgemein))	5413	52	0	0.5	1.7	**3**	5	9	15	9
Vb (Organische Auflage;	RP	176	0	0.1	1.1	**3**	4	6	22	8
(Laubwald))	5413	36	0	0.5	1.6	**3**	4	6	13	6
Vbn (Organische Auflage;	RP	159	0	0.1	1.6	**3**	5	9	29	11
(Mischwald))	5413	11	0	0.9	2.1	**4**	8	11	15	15
Vn (Organische Auflage;	RP	70	0	0.1	1.1	**4**	6	9	13	13
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*3.1*	*4.6*	***7***	*9*	*12*	*12*	*12*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

sachen vor allem die Waldoberböden, die im Mittel 10 mg As_{ges}/kg enthalten. Bei den landwirtschaftlich genutzten Böden werden hingegen annähernd gleiche Werte angetroffen, sowohl was den Mittelwert angeht als auch in der Streuung der Werte.

Die organischen Auflagen der Waldböden dieser Substratgruppe weisen mit durchschnittlich 3 mg As_{ges}/kg wie die Oberböden etwas höhere Gehalte auf als die der entsprechenden lösslehmarmen Waldböden. Auch hier enthalten die Humusauflagen generell weniger As_{ges} als die folgenden Mineralbodenhorizonte. Im Mittel liegt der Gesamtgehalt um Faktor 4 niedriger, wobei dieser Wert allerdings extrem stark schwankt. Wieso gerade diese Waldböden etwas höhere Werte sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden aufweisen ist unklar. Es bestehen keine erkennbaren Zusammenhänge zwischen Lösslehmgehalt, Art des basischen Magmatites (z.B. Basalt, Basalttuff), deren Verwitterungsgrad oder der teilweise als Nebengemenge vorhandenen Laacher See Tephra. Ein Hinweis liefert die

Tab. 35 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*0*	*0,005*	*0,005*	***0,011***	*0,013*	*0,141*	*0,226*	*0,014*
	5413	2	*5*	*0*	*0,005*	*0,005*	***0,011***	*0,013*	*0,014*	*0,014*	*0,014*
YL	RP	3	38	0	0,001	0,007	**0,014**	0,020	0,030	0,059	0,040
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	<0,001	0,009	**0,016**	0,031	0,066	0,117	0,061
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,001	0,009	**0,014**	0,028	0,065	0,075	0,057
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,006*	*0,008*	***0,018***	*0,043*	*0,167*	*0,181*	*0,043*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,001	0,010	**0,014**	0,018	0,048	0,075	0,020
Au	RP	8	12	0	0,002	0,008	**0,015**	0,020	0,164	0,197	0,022
Al	RP	9	40	0	<0,001	0,007	**0,014**	0,051	0,092	0,150	0,105
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	15	0	0,007	0,012	**0,028**	0,122	0,227	0,264	0,264
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,001	0,010	**0,016**	0,028	0,053	0,081	0,042
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,001	0,006	**0,015**	0,052	0,088	0,152	0,114
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,006*	*0,014*	***0,026***	*0,048*	*0,061*	*0,064*	*0,064*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,006*	*0,008*	***0,021***	*0,056*	*0,078*	*0,078*	*0,078*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,004*	*0,005*	***0,010***	*0,034*	*0,105*	*0,126*	*0,057*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	17	0	0,001	0,010	**0,028**	0,072	0,107	0,185	0,114
	5413	17	12	0	0,001	0,010	**0,017**	0,065	0,085	0,114	0,114

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

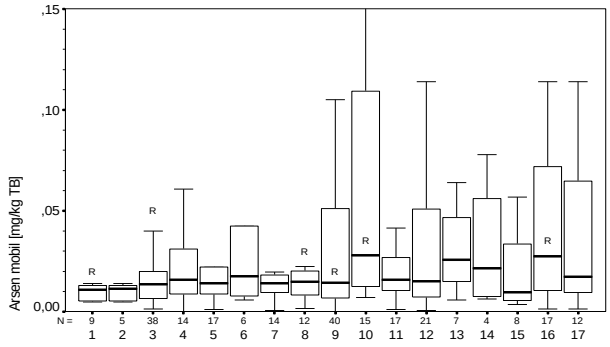
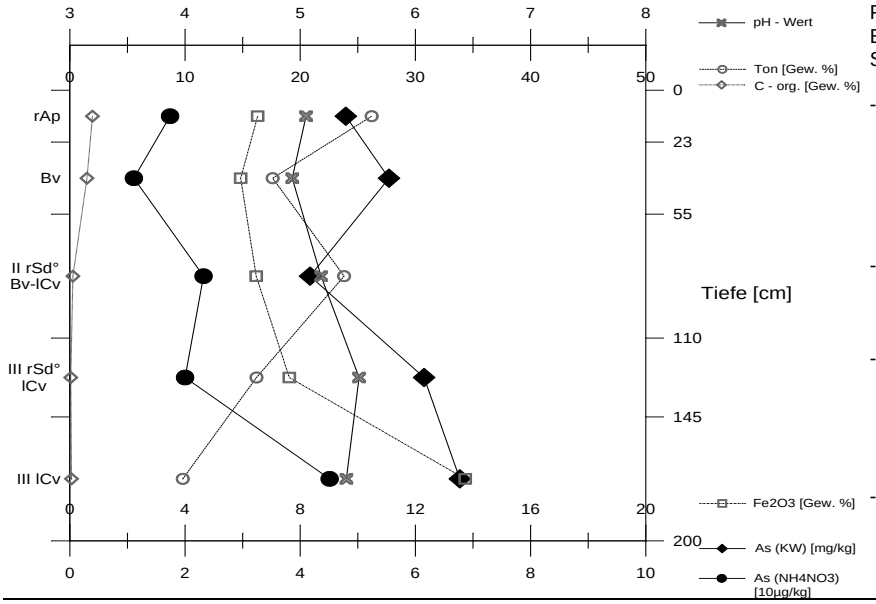


Abb. 22
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

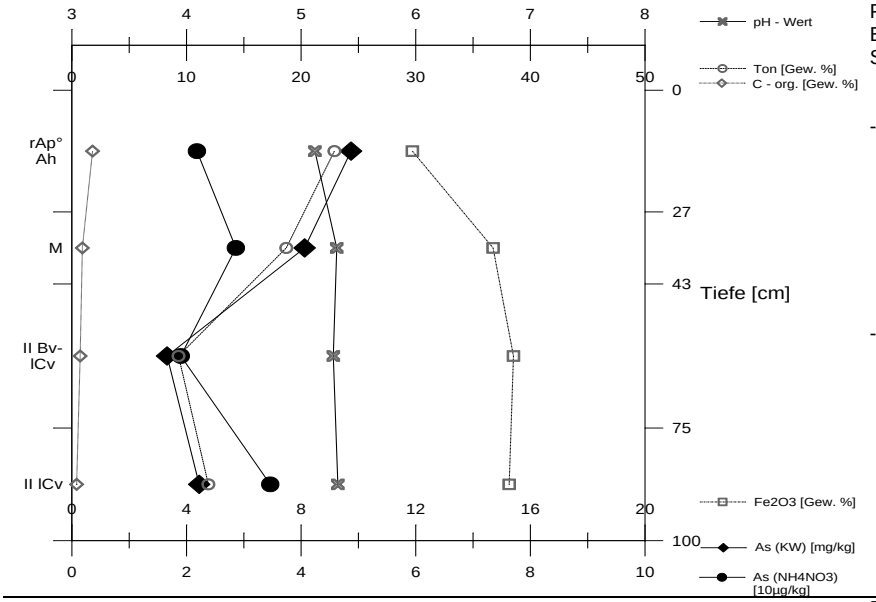
räumliche Verteilung der As_{ges}-Gehalte auf Blatt Westerburg, da eine gewisse Häufung westlich von Westerburg (siehe auch unten) zu verzeichnen ist. Über die Ursachen könnte hier nur spekuliert werden.
Entsprechend der höheren Gesamtgehalte sind die Mobilgehalte in den Waldböden mit durchschnittlich 0,046 mg As_{mob}/kg ebenfalls geringfügig höher als in den lösslehmarmen Substraten, wobei die relative Verfügbarkeit gleich ist (0,3%). In den landwirtschaftlich genutzten Böden sind die Mobilgehalte geringer. Ackerböden enthalten im Mittel 0,004 mg As_{mob}/kg und Grünlandböden 0,009 mg As_{mob}/kg. Dies entspricht einem Anteil am Gesamtgehalt von 0,1% bzw. 0,2%. Warum in diesen Substraten das As etwas immobiler ist, als in den lösslehmarmen Substraten der basischen Magmatite ist nicht geklärt, da der nutzungsbezogene pH-Wert beider Substratgruppen keine Unterschiede zeigt (siehe auch 4.1.2.).

Die Substrate der intermediären Magmatite mit mittlerem bis hohem Lösslehmgehalt (Lp(2-3)/+Vi(1-2)) scheinen etwas höhere As_{ges}-Gehalte aufzuweisen. Ohne Nutzungsbezug wurde ein Mittelwert von 8 mg As_{ges}/kg und maximal 15 mg As_{ges}/kg festgestellt. Allerdings stehen nur 9 Böden mit dieser Substratzusammensetzung für die Auswertung zur Verfügung. Auch bei ihnen deutet sich an, dass die landwirtschaftlich genutzten Böden weniger As_{ges} enthalten als die Waldoberböden. Der Gesamtgehalt in den Humusauflagen schwankt zwischen 3 und 8 mg As_{ges}/kg, was ebenfalls auf überdurchschnittliche Gehalte hinweist. Der mobilisierbare Anteil am Gesamtgehalt entspricht dem der oben beschriebenen Substrate.
Die lösslehmhaltigen bis –reichen periglaziale Lagen und Solumsedimente, die als weitere Komponente Laacher See Tephra enthalten (Lp(2-3)/+LTi(1-2)), sind die Substrate auf Blatt Westerburg mit den höchsten mittleren As_{ges}-Konzentrationen. Ohne dass der Einfluss der Nutzung berücksichtigt wurde, ergibt sich bei dieser Substratgruppe sowohl im Untersuchungsraum als auch bei den landesweiten Daten ein Mittelwert von 10 mg As_{ges}/kg. Auch hinsichtlich der Streuung gleichen sich die Werte. Typisch ist eine Schwankungsweite von 5 bis 20 mg As_{ges}/kg. Wie bei den anderen Substraten liegen die Gehalte in den Waldoberböden mit durchschnittlich 14 mg As_{ges}/kg deutlich höher als in den Grünlandböden, in denen im Mittel 8 mg As_{ges}/kg festgestellt wurden. In unbelasteten Waldböden sind im Oberboden Werte zwischen 8 und 19 mg As_{ges}/kg zu erwarten. Damit sind in diesen Substraten die As-reichsten Böden des Untersuchungsraums entwickelt. Dies scheint auch die Gehalte in deren Humusauflagen zu beeinflussen, die mit durchschnittlich 5 mg As_{ges}/kg (3 bis 15 mg As_{ges}/kg) überdurchschnittliche Werte zeigen. Im Mittel enthalten sie nur 1/3 des Gesamtgehaltes im Oberboden, wobei dieser Faktor wie bei den anderen Substratgruppen extrem stark schwankt (0,9-10). Unterhalb des obersten Mineralbodenhorizontes scheinen die Gehalte (diskontinuierlich) abzunehmen (siehe auch Abb. 23, Profil 3).



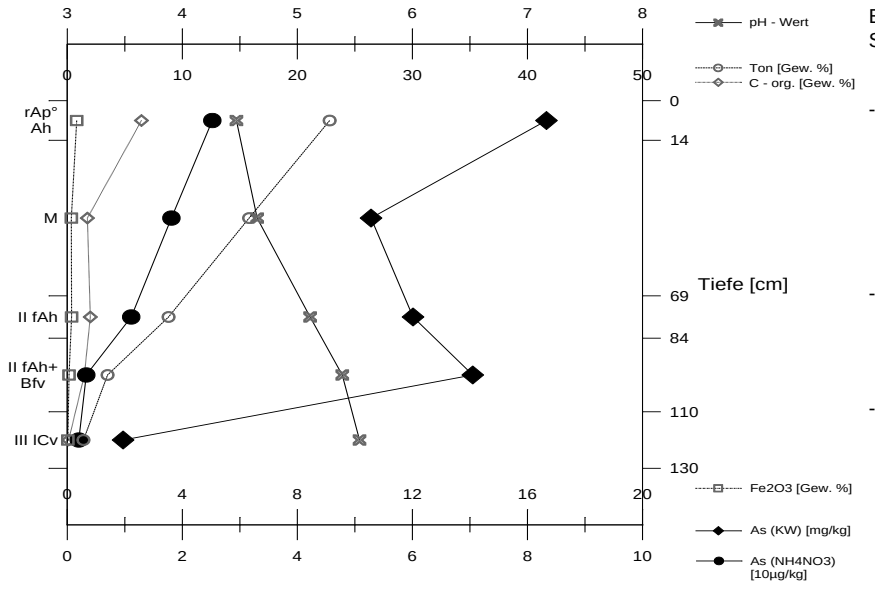
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lösslehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lösslehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

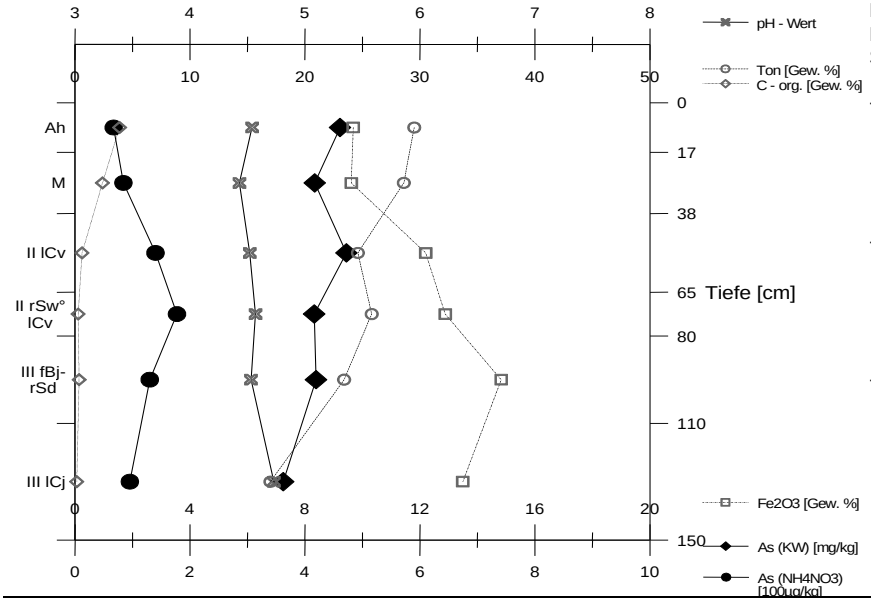
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lösslehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

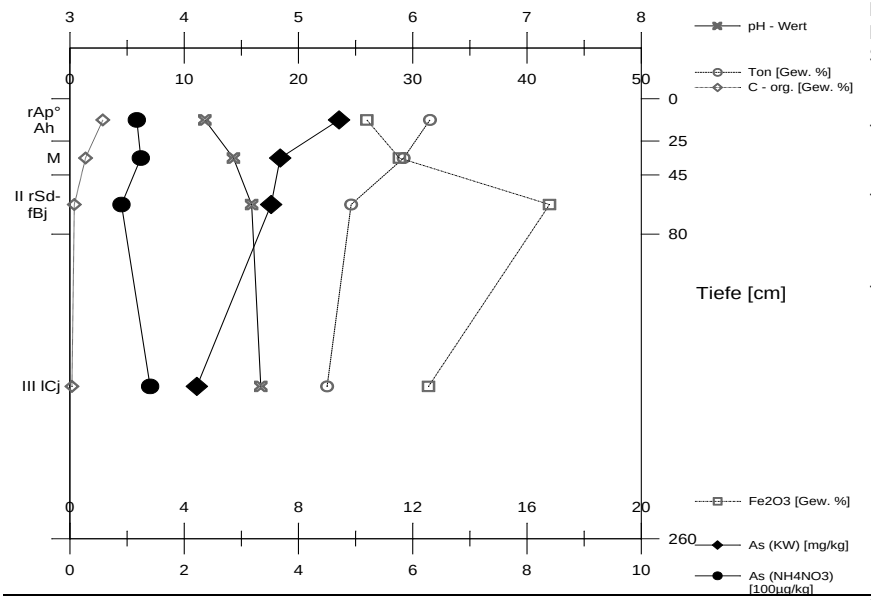
- Solumsediment aus Lösslehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lösslehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 23 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich



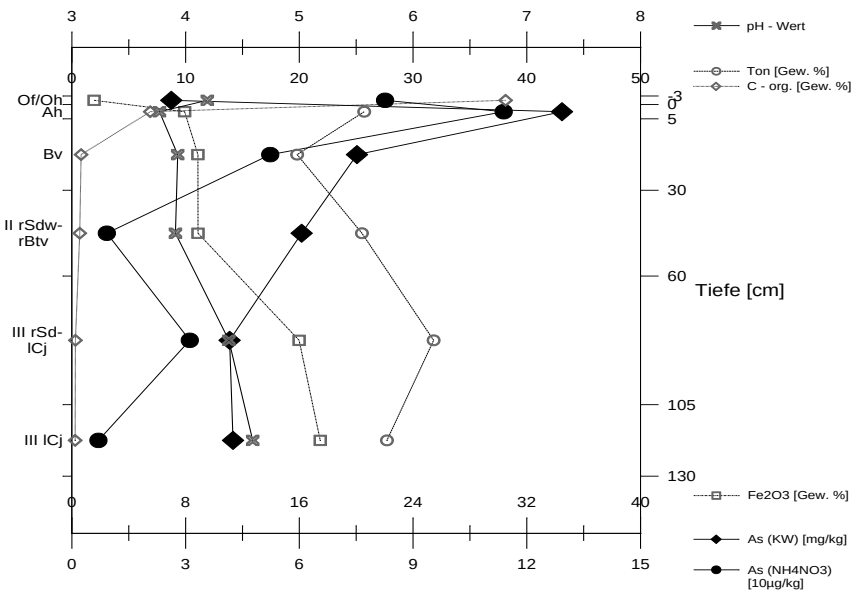
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lösslehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lösslehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lösslehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lösslehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 23 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich

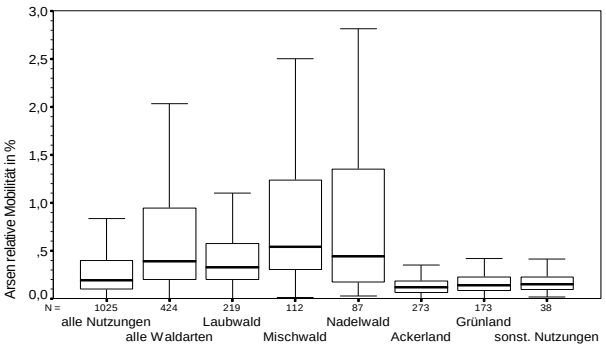


Abb. 24
Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Das As ist in den tephrenhaltigen Substraten etwas geringer mobil als in den übrigen Substraten auf Blatt Westerburg. Die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt beträgt in den Waldoberböden 0,2%, in den Grünlandböden 0,1%. Dies entspricht einem mittleren Mobilgehalt von 0,024 bzw. 0,010 mg As_{mob}/kg. Damit ist trotz überdurchschnittlicher Gesamtgehalte weniger As mobilisierbar als z.B. in As-armen Substrate der basischen Magmatite.
Mit einem mittleren Gesamtgehalt von 4 mg As_{ges}/kg und einem Maximalwert von 7 mg As_{ges}/kg enthalten die untersuchten anthropogenen Substrate (YU, YL) auf Blatt Westerburg nur wenig As_{ges}. Dies gilt ebenfalls für den Mobilgehalt, der im Mittel nur 0,011 mg As_{mob}/kg beträgt.

Abschließend stellt sich die Frage, was den lithogenen As-(Grund-)gehalt jener Substrate steuert, die aus mehreren Komponenten bestehen. Es scheint, dass in diesem Naturraum äolische Fremdanteile wie Lösslehm und Laacher-See-Tephra etwa in gleichem Maß anreichernd wirken, falls die Untergrundkomponente aus basischen Magmatiten besteht. Anscheinend sind bei den Tephren die feinkörnigen Aschen As-reicher als die gröberen Lapilli, da bei letzteren eher geringe As-Gehalte gefunden wurden. Allerdings ist dies nur eine Vermutung, da diesbezüglich nur wenige Informationen zur Verfügung stehen.

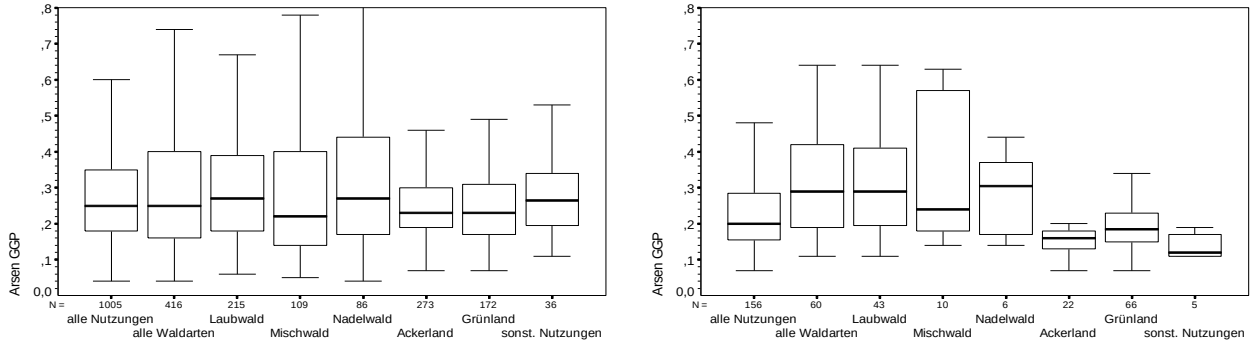
Tab. 36 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen in der organischen Auflage
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage; (allgemein))	RP	411	0	0,001	0,038	**0,064**	0,105	0,209	1,842	0,200
	5413	52	0	0,001	0,036	**0,048**	0,065	0,099	0,141	0,106
Vb (Organische Auflage; (Laubwald))	RP	171	0	0,001	0,033	**0,054**	0,082	0,141	1,029	0,148
	5413	36	0	0,001	0,033	**0,046**	0,064	0,086	0,141	0,106
Vbn (Organische Auflage; (Mischwald))	RP	158	0	0,003	0,040	**0,071**	0,115	0,213	0,822	0,215
	5413	11	0	0,003	0,042	**0,048**	0,058	0,089	0,118	0,070
Vn (Organische Auflage; (Nadelwald))	RP	68	0	0,003	0,039	**0,079**	0,153	0,313	0,654	0,319
	5413	5	0	0,014	0,052	**0,067**	0,109	0,139	0,139	0,139

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

In der BBodSchV (1999) ist für das Spurenelement As kein Vorsorgewert definiert, allerdings gibt es nutzungsbezogene Prüf- und Maßnahmenwerte für die Wirkungspfade. Der strengste Prüfwert mit 25 mg As_{ges}/kg gilt für Kinderspielflächen. Als Vorsorgewert kann der im Merkblatt ALEX-02 (1997) angegebene Orientierungswert von 20 mg As_{ges}/kg der Sanierungszielebene 1 herangezogen werden. Unterhalb dieses Wertes werden quasinatürliche Gehalte erreicht, die eine multifunktionelle Nutzung des Standortes gewährleisten. Diese Konzentration deckt sich mit dem für Ackerböden geltenden

Grenzwert der AbfKlärV (1992). Mit maximal 9 mg As_{ges}/kg in Ackerböden und 11 mg As_{ges}/kg in Grünlandböden werden diese Werte im Untersuchungsgebiet generell deutlich unterschritten. Im Mittel wird in landwirtschaftlich genutzten Böden nur ca. 25% des Orientierungswertes erreicht. Auch in den Waldoberböden wird durchschnittlich nur die Hälfte des Orientierungswertes gefunden. Am „Roten Kopf“, westlich von Westerburg und nördlich von Himburg ist eine Häufung überdurchschnittlicher Werte zu beobachten. An 3 Standorten wurde im obersten Mineralbodenhorizont, der generell weniger als 6 cm mächtig ist, etwas mehr als 20 mg As_{ges}/kg gefunden. Deren organische Auflage und die tieferliegenden Horizonte sind hingegen unauffällig. Dies lässt auf frühere anthropogene Einträge schließen, ohne das die Ursachen bekannt sind.
Der Prüfwert von 0,14 mg As_{mob}/kg der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen wird in allen landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsgebiets weit unterschritten. Der mittlere Mobilgehalt erreicht in Ackerböden nur 6% bzw. in Grünlandböden nur 11% dieses Prüfwertes. Lediglich in 3 Waldoberböden wird er aufgrund tiefer pH-Werte (<3,8) geringfügig überschritten. Entsprechend bestehen in den untersuchten Ackerböden ebenfalls keinerlei Probleme den Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze von 0,4 mg As_{mob}/kg einzuhalten.



Rheinland-Pfalz Westerburg

Abb. 25 Gewichtetes Gefährdungspotential von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) von Arsen liegt in fast allen Böden innerhalb der oberen 30 cm des Mineralbodens zu annähernd gleichen Teilen im sehr geringen (<0,2) und im geringen Bereich (0,2-0,7). Lediglich 4 Böden fallen in die mittlere Gefährdungskategorie. Die allgemein höheren Gesamt- und Mobilgehalte führen dazu, dass die Waldböden etwas ungünstiger bewertet werden als die landwirtschaftlich genutzten Böden. Im Mittel wurde substratunabhängig in ihnen ein GGP von 0,3 festgestellt und nur in 3 Fällen wurde die mittlere Gefährdungsklasse erreicht. Das GGP liegt in den Ackerböden aller Substratgruppen zu 90% im sehr geringen Bereich. Da Arsen in den Grünlandböden infolge etwas niedrigerer pH-Werte eine geringfügig höhere Mobilität aufweist, werden sie etwas ungünstiger bewertet als die Ackerböden. Für ca. die Hälfte aller untersuchten Grünlandböden wurde ein sehr niedriges GGP ermittelt. Die übrigen weisen ein geringes GGP auf.
Eine schwach ausgeprägte Abhängigkeit vom Substrat kann beim GGP beobachtet werden. Bei gleicher Nutzung werden die Böden im Bereich der basischen Magmatite etwas günstiger bewertet als jene aus Lösslehm und/oder Laacher See Tephra. Bei weitgehend geringen bis mittleren Gesamtgehalten hat die Nutzung aber durch die maßgeblich vom pH-Wert gesteuerten Mobilgehalte den stärkeren Einfluss auf das GGP als das Substrat.
Insgesamt geht von den Arsengehalten der Böden im Untersuchungsraum kein erkennbares Risiko hinsichtlich Pflanzenqualität und Grundwassereintrag aus.

Die im Untersuchungsraum festgestellten As-Gehalte gehen weitgehend auf die natürliche Ausstattung der Böden zurück.

4.2.2. Blei

Wie alle Elemente ist auch Blei (Pb) natürlicher Bestandteil des Bodens, jedoch ist bei keinem anderen der untersuchten Spurenelemente der anthropogene Anteil in der Atmosphäre so hoch. Global betrachtet stammt nur 0,3-4 % des Pb in der Atmosphäre aus natürlichen Quellen (MERIAN 1984). Pb-Immissionen sind zwar seit Jahren stark rückläufig, aber gerade seit der Industrialisierung reicherte sich dieses Schwermetall in den Oberböden stark an. Natürliche Pb-Gehalte sind daher nur schwer zu definieren. Die in den Tabellen dargestellten Daten sind daher als ubiquitäre Hintergrundwerte zu verstehen. Im Vergleich zu anderen Schwermetallen variiert der natürliche Pb-Gehalt der Gesteine vergleichsweise wenig.

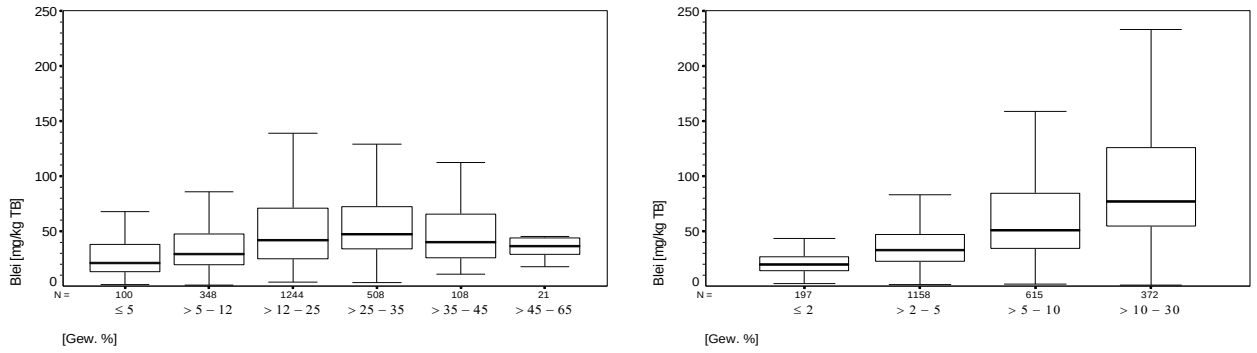


Abb. 26 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Im Gegensatz zu den meisten Metallen ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Pb-Gesamtgehalt (Pb_{ges}) und Ton- sowie Eisengehalt zu erkennen. Hochsignifikante positive Beziehungen bestehen hingegen mit der organischen Substanz (siehe Abb. 26). Zwar wird Pb im Boden bevorzugt organisch gebunden, so dass es auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden angereichert wäre, jedoch ist das Ausmaß der Anreicherung in der organischen Auflage und im Oberboden nur durch Pb-Immissionen zu

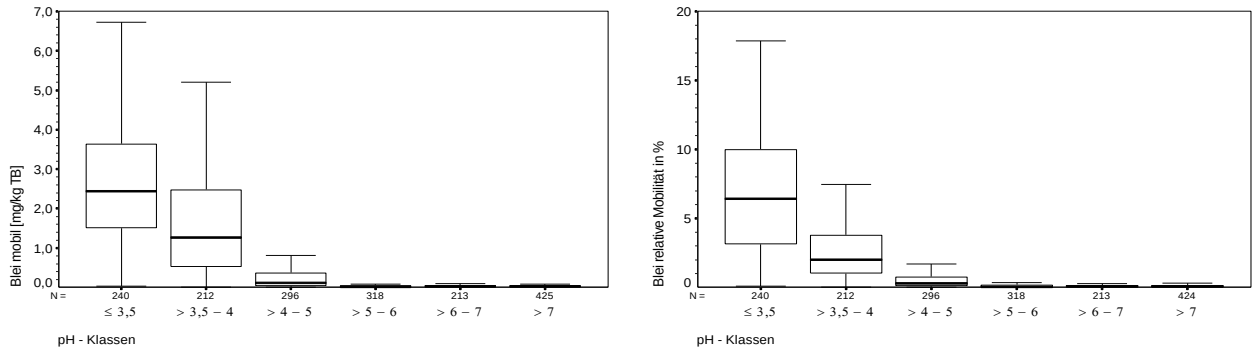


Abb. 27 NH4NO3-extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

erklären. Diese anthropogenen Einträge werden sicherlich die natürlichen Beziehungen zwischen Pb_{ges} und Humusgehalt statistisch beeinflussen.

Der Mobilgehalt (Pb_{mob}) wird wesentlich von der Bodenreaktion gesteuert. Während Pb bei pH-Werten > 5 weitgehend immobil ist, steigt der labil gebundene Anteil mit zunehmender Versauerung exponentiell an (siehe Abb. 27).

In den Oberböden des Untersuchungsgebietes wurden substratbezogen mittlere Gehalte (Median) zwischen 40 und 110 mg Pb_{ges}/kg festgestellt (siehe Tab. 37). Auf den ersten Blick scheint dies auf stark unterschiedliche geogene Gehalte hinzuweisen. Tatsächlich ist dies aber eine Folge der unterschiedlichen Nutzungsverteilung innerhalb der einzelnen Substratgruppen. Gerade bei Stoffen, die merklich über atmosphärische Immissionen in die Böden gelangen und vorwiegend organisch gebunden sind, ist die Berücksichtigung der Nutzung erforderlich. Allerdings führt die gleichzeitige Berücksichtigung von Substrat und Nutzung aufgrund sinkender Fallzahlen häufig zu schlecht abgesicherten Werten.

Die Waldoberböden enthalten im Untersuchungsraum im Mittel 125 mg Pb_{ges}/kg. Dem stehen mittlere Gehalte in den Ackerböden von 41 mg Pb_{ges}/kg und in den Grünlandböden von 46 mg Pb_{ges}/kg gegenüber. Dass das Substrat einen merklichen Einfluss auf den Gehalt im Oberboden hat, ist nicht erkennbar. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite (+Vb, +VTb) enthalten die Waldoberböden der lösslehmarmen Substrate durchschnittlich 118 mg Pb_{ges}/kg. Mit 126 mg Pb_{ges}/kg weisen die lösslehmhaltigen bis –reichen Substrate etwa den gleichen mittleren Gehalt auf. Auch hinsichtlich der Streuung sind zwischen beiden Substratgruppen keine Unterschiede feststellbar. Die lösslehmhaltigen bis –reichen periglaziale Lagen und Solumsedimenten, die als weitere Komponente Laacher See Tephra enthalten (Lp(2-3)/+LTi(1-2)), sind auf Blatt Westerburg bei Waldnutzung mit durchschnittlich

Tab. 37 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	8	23	**29**	49	117	26543	73
	5413	2	*5*	*0*	*29*	*38*	***43***	*54*	*69*	*69*	*69*
YL	RP	3	187	0	4	24	**46**	79	145	2130	155
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	37	39	**46**	58	153	248	58
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	43	50	**56**	84	210	279	96
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*32*	*33*	***51***	*77*	*118*	*123*	*123*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	41	53	**61**	86	191	198	86
Au	RP	8	39	0	15	31	**59**	115	726	2055	240
Al	RP	9	98	0	9	26	**46**	100	400	2525	204
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	64	0	13	26	**40**	60	152	305	97
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	38	42	**49**	87	137	284	141
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	29	44	**101**	137	179	216	216
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*38*	*41*	***52***	*140*	*163*	*168*	*168*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*38*	*39*	***42***	*46*	*49*	*49*	*49*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*35*	*38*	***40***	*93*	*189*	*209*	*144*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	21	51	**89**	176	268	943	346
	5413	17	12	0	46	57	**110**	174	206	264	264

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

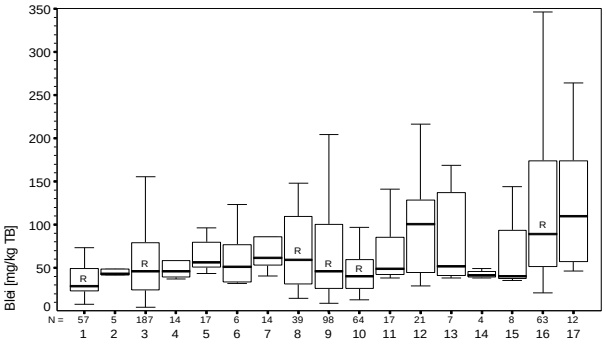


Abb. 28
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

151 mg Pb_{ges}/kg etwas Pb-reicher, wobei vermutlich eher die räumliche Lage im Untersuchungsraum als das Substrat hierbei eine Rolle spielt (siehe unten). Die weite Streuung der Werte, die von ca. 40 bis 280 mg Pb_{ges}/kg reicht, ist auch für diese Substratgruppe typisch.

Gegenüber anderen rheinland-pfälzischen Naturräumen weisen die Waldoberböden des Untersuchungsraums vergleichsweise hohe Pb_{ges}-Gehalte auf. Auf der Hunsrückhochfläche wurden je nach Schieferanteil des Substrates Durchschnittswerte zwischen 73 bis 87 mg Pb_{ges}/kg ermittelt, in den sandigen Waldböden des Pfälzerwaldes waren es sogar nur 32 mg Pb_{ges}/kg (HAUENSTEIN 2000, 2001). Mit 77 mg/kg entpricht bei den organischen Auflagen der mittlere Gesamtgehalt hingegen exakt dem landesweiten Durchschnittswert. Im Vergleich zu Messungen der letzten Jahre, bei denen der Baumbestand differenziert werden kann, zeigt sich aber ebenfalls die überdurchschnittliche Belastung, die aber nicht so deutlich ausfällt wie bei den Waldoberböden (siehe Tab. 38). Wie schon frühere Untersuchungen zeigten, steigt der Gesamtgehalt in der Humusauflage mit dem Nadelstreuanteil. Auffallend ist, dass im Untersuchungsraum ca. 80% der organischen Auflagen weniger Pb_{ges} enthalten als die folgenden Oberböden. Typisch für die Waldböden auf Blatt Westerburg ist, dass die organischen Auflagen nur 40 bis 50% des Pb_{ges}-Gehalts ihrer Oberböden aufweisen. In vorangegangenen Bodenzustandsberichten war in den organischen Auflagen üblicherweise mehr Pb_{ges} zu finden als in ihren Mineralböden.
Auffallend ist ferner, dass die Humusauflagen der basaltreichen Substrate mit 41 mg Pb_{ges}/kg deutlich weniger Pb_{ges} enthalten als die lösslehmreicheren Basaltböden (62 mg Pb_{ges}/kg) und die tephrenhaltigen Substrate (93 mg Pb_{ges}/kg). In dieser Reihenfolge sinkt auch die Nährstoffversorgung der Waldböden. Daher wird vermutet, dass in nährstoffreicheren Böden der Abbau bzw. Umsatz der Streu schneller erfolgt, womit das Pb der Auflage rascher in den Mineralboden gelangt. Dies wurde auch in eutrophen Waldböden auf Blatt Pirmasens-Nord beobachtet (HAUENSTEIN 2001).

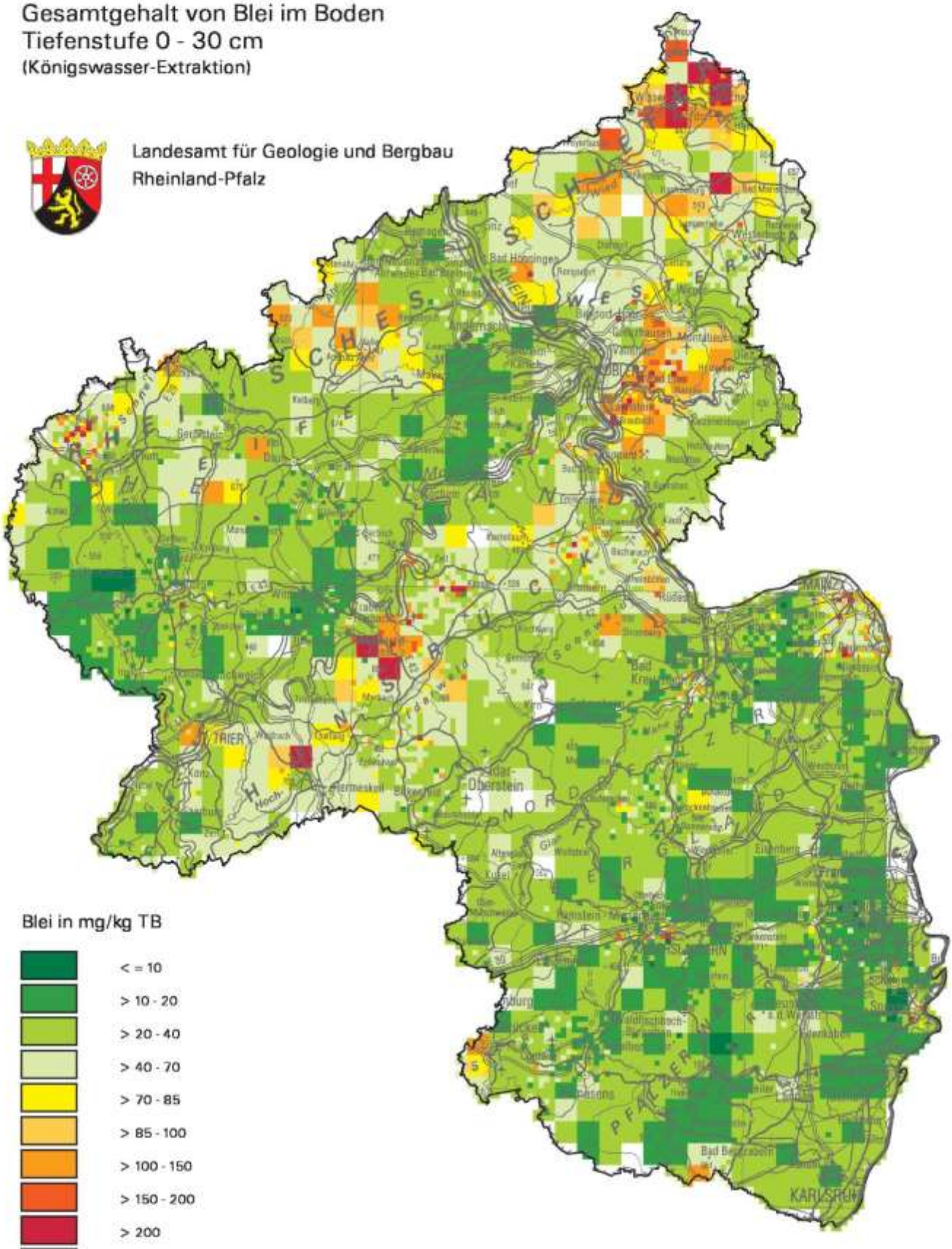
Unterhalb des Oberbodens sinkt der Gesamtgehalt in den Waldböden meist deutlich ab. Es stehen zu wenige Beobachtungen zur Verfügung, um dies abzusichern, aber in den meisten Böden scheint sich unterhalb 30-50 cm überwiegend ein Gehalt von 30-40 mg Pb_{ges}/kg einzustellen. Dies wurde sowohl in Substraten der basischen als auch intermediären Vulkaniten festgestellt. Dass der Verwitterungsgrad der Gesteine den Gesamtgehalt in tieferen Bodenschichten beeinflusst, ist nicht nachzuweisen. Lediglich die Laacher-See-Tephren scheinen auch im Untergrund etwas Pb-reicher zu sein.

Die Pb-Karte (siehe Anlage) zeigt eine Häufung von überdurchschnittlichen Pb-Gehalten im Nordteil des Untersuchungsgebietes. Es besteht bei den Waldoberböden kein unmittelbarer Zusammenhang zum Substrat, wohl aber zwischen der Höhenlage und dementsprechend mit der Niederschlagsmenge und den gefundenen Pb_{ges}-Gehalten. Unterhalb 400 mNN bzw. weniger als 1000 mm/a wurden substrat-

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Blei im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Blei in mg/kg TB

- < = 10
- > 10 - 20
- > 20 - 40
- > 40 - 70
- > 70 - 85
- > 85 - 100
- > 100 - 150
- > 150 - 200
- > 200
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

Bodenart	Sand	Lehm/Schluff	Ton
mg/kg TB	40	70	100

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

Tab. 38 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	645	0	3	42	**77**	138	230	11460	279
(allgemein))	5413	52	0	24	39	**77**	108	182	289	188
Vb (Organische Auflage;	RP	176	0	4	26	**44**	70	100	230	126
(Laubwald))	5413	36	0	24	38	**65**	86	113	164	148
Vbn (Organische Auflage;	RP	159	0	3	36	**68**	114	177	691	229
(Mischwald))	5413	11	0	25	45	**85**	171	206	234	234
Vn (Organische Auflage;	RP	70	0	3	50	**98**	170	241	378	289
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*46*	*146*	***257***	*286*	*289*	*289*	*289*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

unabhängig in den Waldoberböden im Mittel 89 mg Pb_{ges}/kg gemessen. In den niederschlagsreichen Höhenlagen (≥450 mNN; ≥1100 mm/a) steigt der mittlere Gehalt auf 144 bzw. 155 mg Pb_{ges}/kg an. Besonders auffällig ist der Anstieg oberhalb 400 mNN bzw. 1000 mm/a. Dies ist ebenfalls bei den Humusauflagen der Waldböden zu beobachten. Bei einem Niederschlag von weniger als 1000 mm/a enthalten die Humusauflagen durchschnittlich 49 mg Pb_{ges}/kg. Fallen höhere jährliche Niederschlagsmengen verdoppelt sich im Untersuchungsraum der mittlere Pb_{ges}-Gehalt in der organischen Auflage.

Die Betrachtungen zum Pb_{ges}-Gehalt in den Waldböden und ihrer räumlichen Verteilung deuten darauf hin, dass im Untersuchungsraum eine besondere (historische) Immissionssituation existierte. Diese Annahme stützt sich auf folgende Beobachtungen: Die Gehalte im Oberboden liegen deutlich über dem geogenen Grundgehalt der vorherrschenden Gesteine und es bestehen Zusammenhänge zwischen Pb_{ges}-Konzentration und der Höhenlage bzw. der jährlichen Niederschlagsmenge. Dass die Gehalte in der Humusauflage überwiegend geringer als im folgenden Mineralboden ist, wird als Hinweis gewertet, dass es sich um eine historische Belastung handelt. Würden heute noch erhebliche Pb-Einträge erfolgen, müsste die vertikale Verteilung des Pb umgekehrt sein. Als Pb-Quelle kommen neben dem Straßenverkehr –von dem aber alle Naturräume mehr oder weniger betroffen sind– auch regionale historische Pb- Immissionen in Frage. Dies wären der Pb-Bergbau und vor allem die Verhüttung der Erze im Gebiet der Unteren Lahn (Holzappel, Bad Ems, Braubach), der Pb-Bergbau im Siegerländer-Wieder Spateisenbezirk und möglicherweise auch die keramische Industrie im Kannenbäckerland (östl. Koblenz) aufgrund der Verwendung von Pb-haltigen Lasuren.

Tab. 39 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	411	0	0,002	0,196	**0,474**	1,602	4,470	78,389	3,706
(allgemein))	5413	52	0	0,010	0,130	**0,241**	0,487	2,233	15,051	0,697
Vb (Organische Auflage;	RP	171	0	0,002	0,133	**0,296**	0,632	1,206	38,410	1,302
(Laubwald))	5413	36	0	0,010	0,115	**0,199**	0,334	0,476	0,672	0,492
Vbn (Organische Auflage;	RP	158	0	0,008	0,265	**0,527**	1,851	4,650	18,801	4,005
(Mischwald))	5413	11	0	0,078	0,165	**0,565**	1,458	2,234	2,238	2,238
Vn (Organische Auflage;	RP	68	0	0,005	0,774	**2,046**	4,789	11,338	15,555	10,582
(Nadelwald))	5413	5	0	0,106	4,784	**11,661**	12,933	15,051	15,051	15,051

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Tab. 40 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

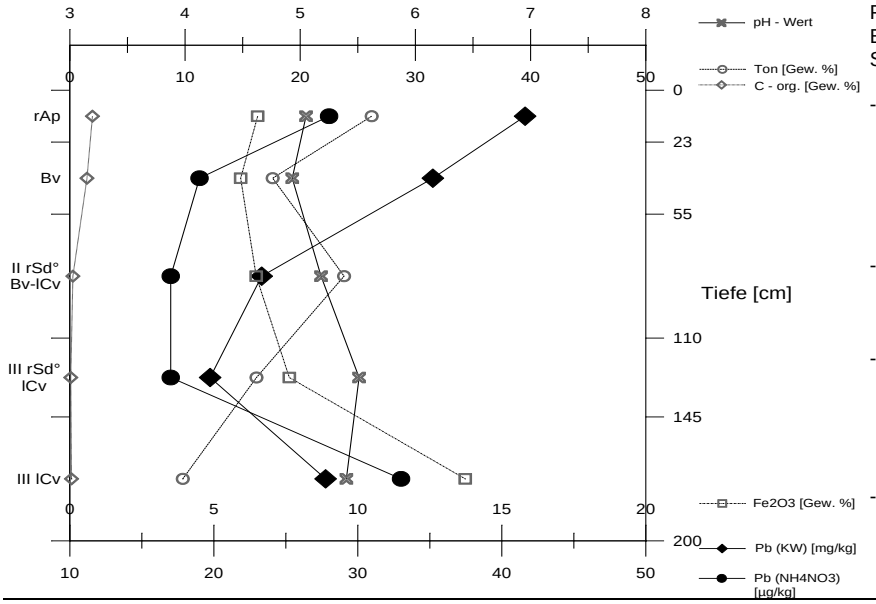
Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*0*	*<0,001*	*0,002*	***0,007***	*0,029*	*162,25*	*270,39*	*0,039*
	5413	2	*5*	*0*	*0,002*	*0,006*	***0,007***	*0,028*	*0,039*	*0,039*	*0,039*
YL	RP	3	38	0	0,002	0,006	**0,013**	0,028	0,078	0,237	0,060
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,001	0,006	**0,027**	0,359	2,990	3,259	0,359
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,001	0,014	**0,032**	0,181	7,615	13,526	0,215
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,018*	*0,028*	***0,050***	*0,131*	*1,935*	*2,135*	*0,131*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,002	0,041	**0,155**	0,639	4,619	7,428	0,989
Au	RP	8	38	0	0,005	0,035	**0,082**	0,356	1,391	29,236	0,639
Al	RP	9	91	0	0,002	0,035	**0,069**	0,687	3,045	65,938	1,564
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	63	0	0,001	0,023	**0,065**	0,695	3,231	6,033	1,353
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,001	0,010	**0,021**	0,106	0,346	2,244	0,140
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,001	0,040	**0,172**	3,440	7,771	20,761	8,517
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,005*	*0,021*	***0,152***	*6,673*	*10,472*	*11,223*	*11,223*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,003*	*0,025*	***0,060***	*0,080*	*0,088*	*0,088*	*0,088*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,001*	*0,004*	***0,023***	*0,810*	*4,440*	*5,693*	*1,518*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	18	0	0,009	0,733	**1,640**	3,250	6,291	7,351	6,362
	5413	17	12	0	0,009	0,351	**1,063**	5,211	6,659	7,351	7,351

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Da der leicht mobilisierbare Anteil neben dem Gesamtgehalt maßgeblich vom pH-Wert gesteuert wird, liegt der Mobilgehalt in den Waldböden mit einem hohen Anteil basischer Magmatite vergleichsweise niedrig. Bei einem mittleren pH-Wert von 4,3 liegt die relative Verfügbarkeit bei nur durchschnittlich 0,3%, was einem Absolutgehalt von 0,32 mg Pb_{mob}/kg entspricht. Die tieferen pH-Werte der Waldböden andere Substratgruppen (siehe auch 4.1.2.) führt dazu, dass in ihnen der Mobilanteil in den Oberböden deutlich höher ist. In den lösslehmhaltigen bis –reichen Substraten der basischen Magmatite und Tephren sind im Mittel 1,6% des Gesamtgehaltes leicht mobilisierbar. Dies sind 1,89 mg Pb_{mob}/kg bzw. 1,27 mg Pb_{mob}/kg. Bei allen Substraten streuen Mobilgehalt und pH-Wert in den Waldböden in einem sehr weiten Bereich, was auf den unterschiedlichen Einfluss der Bodenschutzkalkungen zurückgeführt wird. Innerhalb eines Substrates können die Mobilgehalte zwischen 0,05 und 9 mg Pb_{mob}/kg auftreten. Generell ist dabei ein enger Zusammenhang zur Bodenreaktion zu sehen. Trotz der hohen Gesamtgehalte liegt im Untersuchungsgebiet der Mobilgehalt im Mittel niedriger als in den sehr sauren Pb_{ges}-armen Sandböden des Pfälzer Waldes.

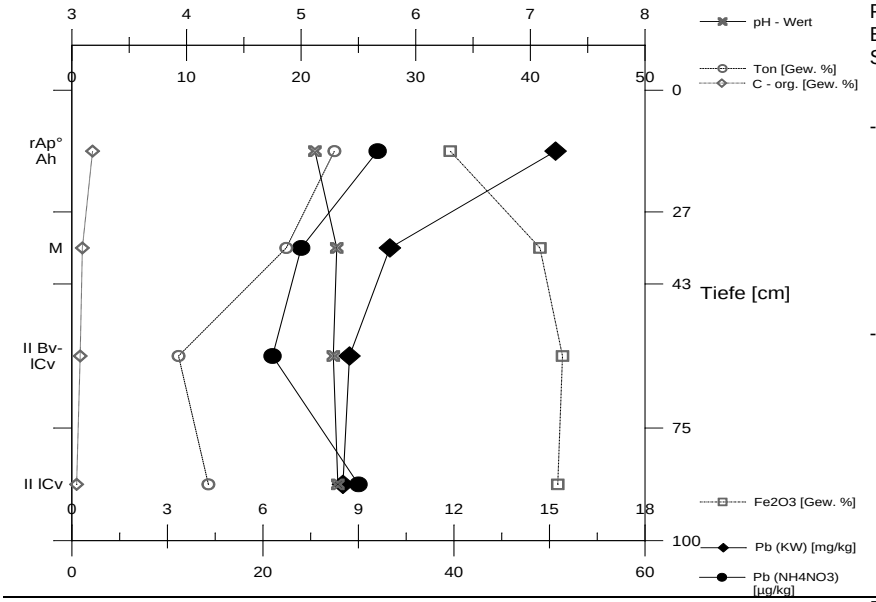
Auch bei den organischen Auflagen haben Bodenschutzkalkungen dazu geführt, dass die Mobilgehalte zumindest in den Laub- und Mischwäldern relativ niedrig sind. Trotz der im Landesvergleich überdurchschnittlichen Gesamtgehalte weisen sie daher niedrigere bzw. vergleichbare Mobilgehalte auf (siehe Tab. 39). Allein in den Humusauflagen der Nadelwälder, die im Mittel einen pH-Wert von nur 3,2 aufweisen, treten erheblich höhere Mobilgehalte auf. Allerdings liegen hierfür nur wenige Informationen vor, so dass ist die statistische Absicherung äußerst ungünstig ist.

Geringe substratbedingte Unterschiede bestehen bei den landwirtschaftlich genutzten Böden. Im Gebiet der basischen Magmatiten enthalten die Ackerböden bei einer geringen Streuung 40 mg Pb_{ges}/kg. Die Höhe des Lösslehmanteils hat keinen Einfluss auf den Gesamtgehalt. Auch bei den Grünlandböden ist kein merklicher Einfluss des Substrates auf den Gesamtgehalt festzustellen. Die Grünlandböden enthalten etwas mehr Pb_{ges}, wobei die Streuung etwas größer als bei den Ackerböden ist.



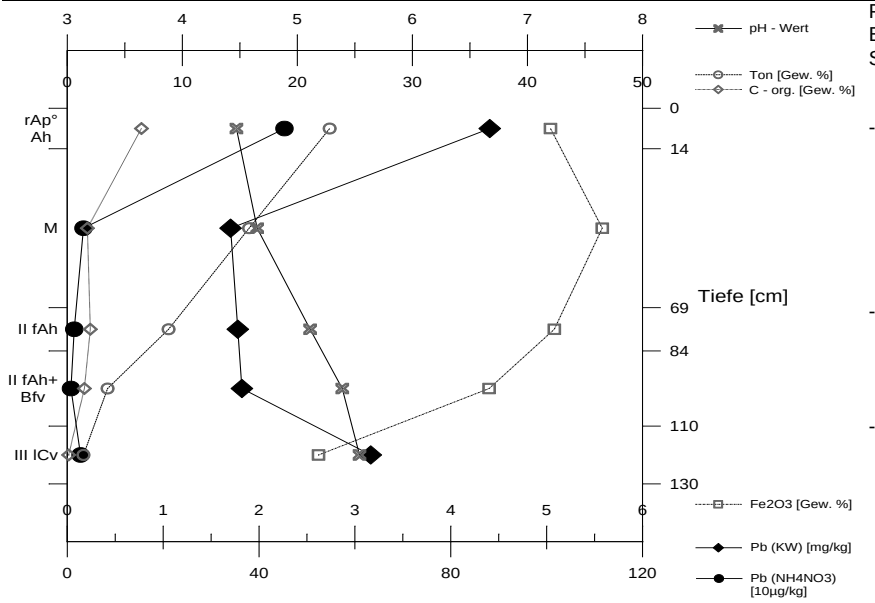
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lößlehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lößlehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

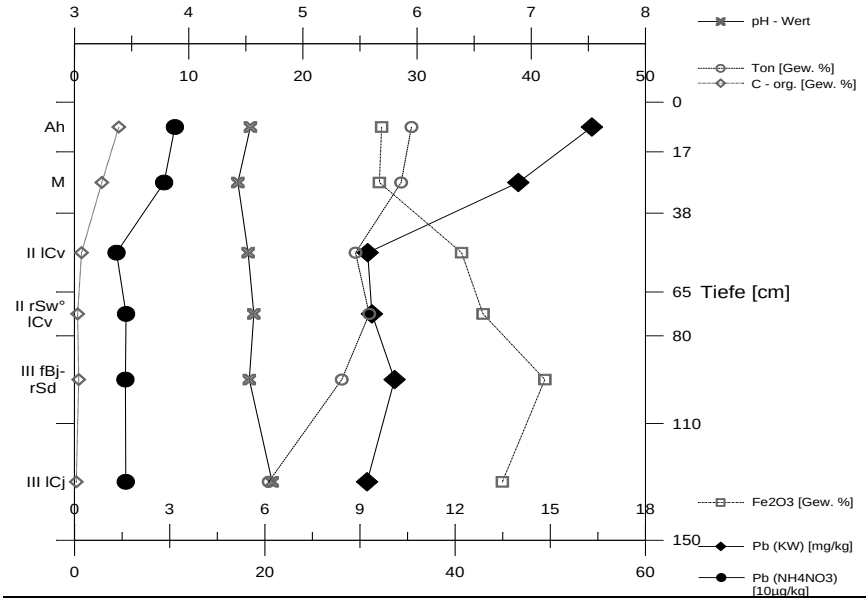
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

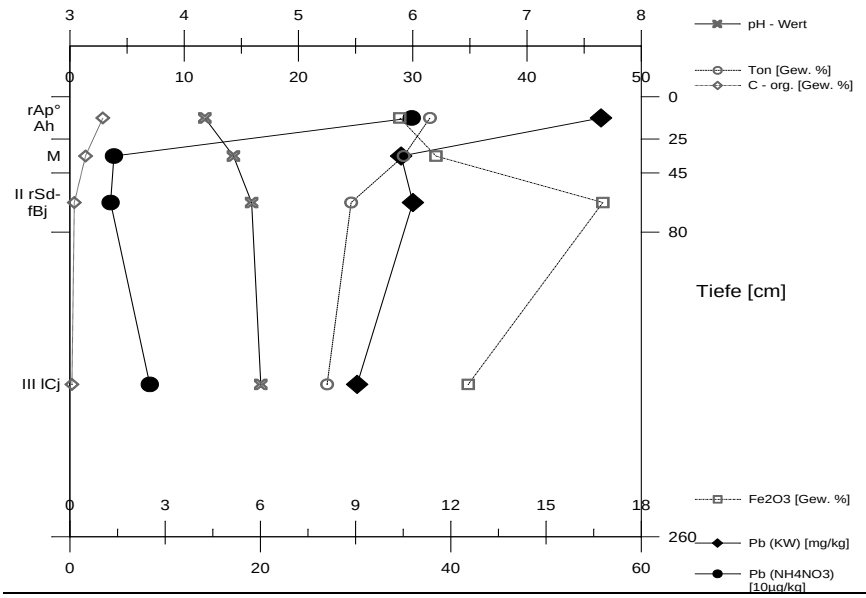
- Solumsediment aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 29 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich



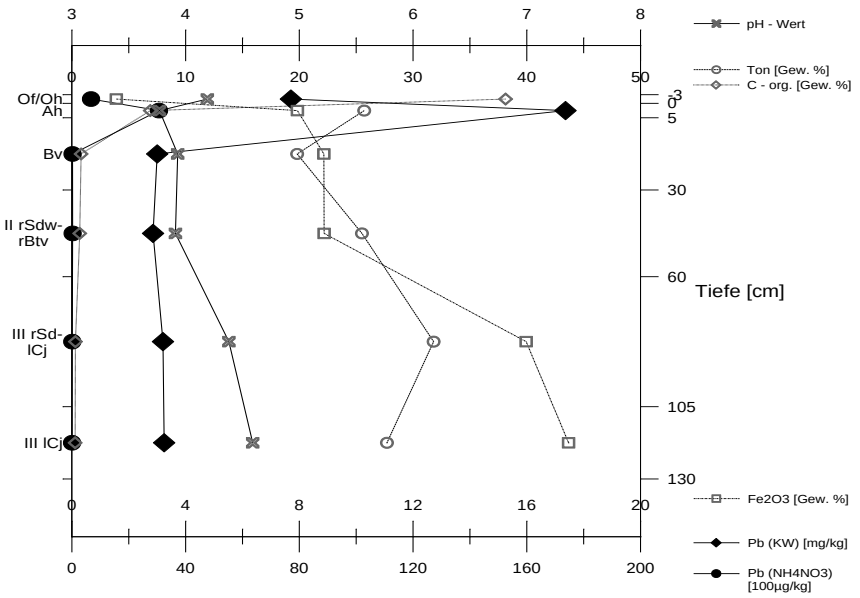
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 29 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich

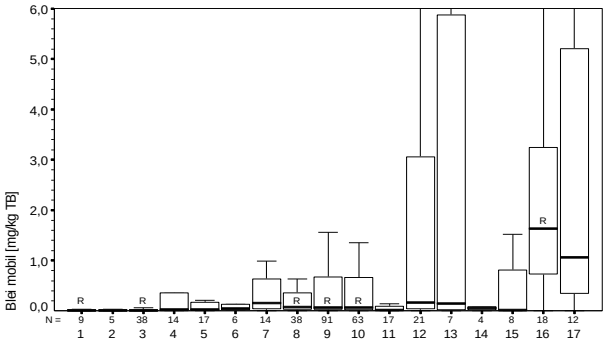


Abb. 30
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Bei den landwirtschaftlich genutzten Böden ist eine Abhängigkeit des Pb_{ges}-Gehaltes von der Höhenlage bzw. Niederschlagsmenge nur ansatzweise zu erkennen.

Die für die Nutzung erforderlichen Kalkungen der landwirtschaftlich genutzten Böden führt zu pH-Werten, die sehr geringe Mobilgehalte zur Folge haben. In annähernd 80% dieser Böden liegt die relative Verfügbarkeit unterhalb 0,1%. Die übrigen, bei denen sich fast ausschließlich um Grünlandböden handelt, überschreiten 0,3% nur in Ausnahmefällen. Die typische Schwankungsbreite der Mobilgehalte liegt in Ackerböden bei 0,01 bis 0,02 mg Pb_{mob}/kg, in Grünlandböden bei 0,01 bis 0,17 mg Pb_{mob}/kg.

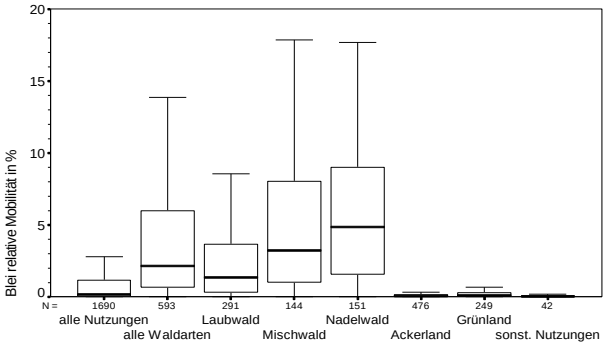


Abb. 31
Relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

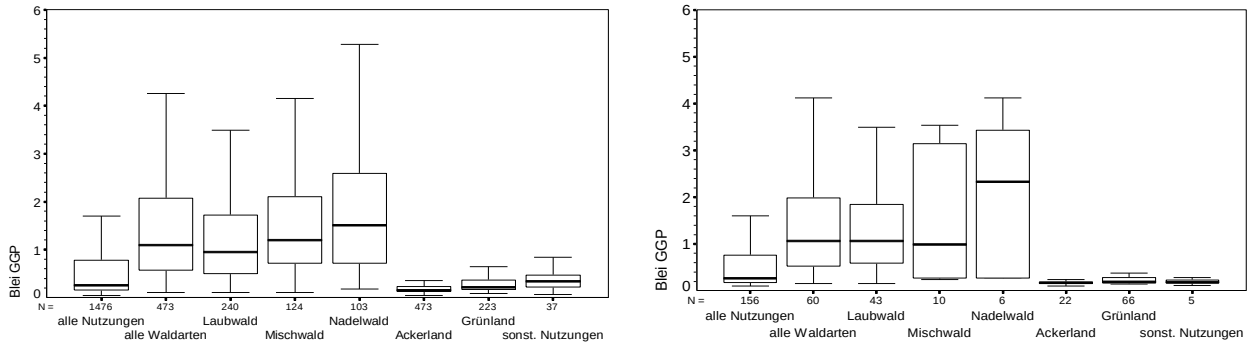
Die niedrigsten substratabhängigen Gesamt- und Mobilgehalte weisen im Untersuchungsgebiet die anthropogen Substrate der Siedlungsgebiete auf. Die Werte entsprechen etwa denen der Ackerböden. Allerdings sind auch diese Werte nur schlecht statistisch abgesichert und generell muss bei solchen Substraten mit kleinräumig stark schwankenden Gehalten gerechnet werden.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) liegt für schluffig/lehmige Böden mit einem pH-Wert von <5 bei 40 mg Pb_{ges}/kg. Bei höherem pH-Wert gilt aufgrund der geringeren Verfügbarkeit die Grenze von 70 mg Pb_{ges}/kg. In jeweils der Hälfte der Grünlandböden gilt der niedrigere bzw. der höhere Vorsorgewert. Der Vorsorgewert von 40 mg Pb_{ges}/kg wird in 85% der Grünlandböden meist knapp überschritten. Liegt der pH-Wert über 5, ist hingegen bei allen untersuchten Grünlandböden der Pb_{ges}-Gehalt unterhalb des Vorsorgewertes. Für fast alle Ackerböden gilt der Vorsorgewert von 70 mg Pb_{ges}/kg, der grundsätzlich unterschritten wird. Damit wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 100 mg Pb_{ges}/kg immer um mindestens 50% unterschritten.

In den Ackerböden des gesamten Arbeitsgebietes liegen die Mobilgehalte mit maximal 0,04 mg Pb_{mob}/kg immer deutlich unter dem für diese Nutzung geltende Prüfwert der BBodSchV (1999) von

0,1 mg/kg und dem Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,4 mg/kg.

Die Vorsorgewerte der BBodSchV sind in Waldböden i.d.R. nicht anwendbar, da ihr Humusgehalt im obersten Mineralbodenhorizont häufig >8 Gew.% beträgt. Im Untersuchungsraum wird dieser Wert in knapp 80% der Waldoberböden überschritten. Die Gegenüberstellung mit dem Vorsorgewert von 40 mg Pb_{ges}/kg hat daher nur orientierenden Charakter. Bei einer Minimalkonzentration von 41 mg Pb_{ges}/kg liegt der Gehalt in allen untersuchten Waldböden über dem Vorsorgewert. Mit durchschnittlich 125 mg Pb_{ges}/kg wird der Vorsorgewert im Mittel um das 3-fache überschritten. Die humusärmeren Waldoberböden (≤8 Gew.%) weisen einen mittleren Gehalt von 60 mg Pb_{ges}/kg auf. Unterhalb des obersten Mineralbodenhorizontes nimmt der Pb_{ges}-Gehalt deutlich ab. In mehr als 80% der Fälle enthalten die folgenden Horizonte weniger als 40 mg Pb_{ges}/kg. Typisch sind dort Gehalte zwischen 20 und 35 mg Pb_{ges}/kg.



Rheinland-Pfalz Westerburg

Abb. 32 Gewichtetes Gefährdungspotential von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

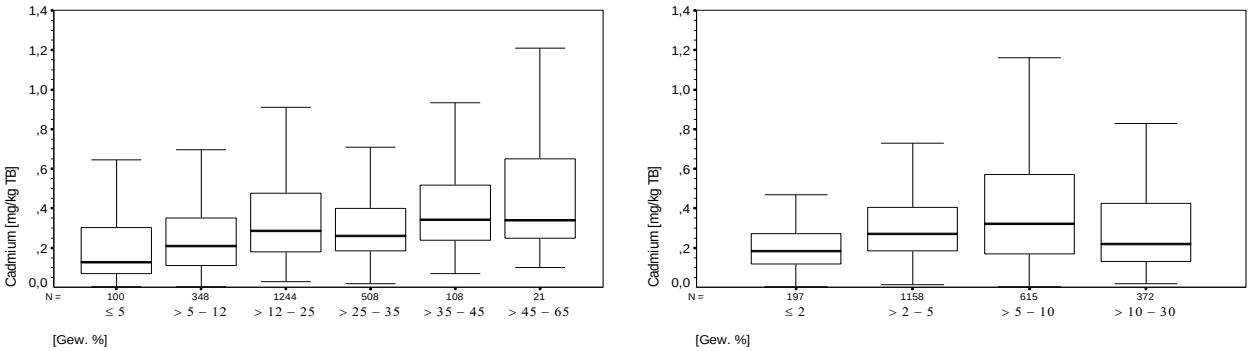
Die Waldböden werden hinsichtlich des von Pb ausgehenden Gefährdungspotentials (GP) (siehe 3.3.2.1.) weit ungünstiger eingestuft, als die landwirtschaftlich genutzten Böden. Dies ist Folge der erheblich höheren Gesamt- und Mobilgehalte. Obwohl beim gewichteten Gefährdungspotential (GGP) die nutzungsbedingt unterschiedliche Mächtigkeit der Horizonte berücksichtigt wird, zeigt sich dennoch deutlich die erheblich stärkere Belastung der Waldböden durch dieses Schwermetall. Im Mittel wurde in ihnen ein GGP von 1,1 berechnet. In 35% der Fälle liegt dass GGP >1,5, d.h. die Standorte fallen in die hohe oder sehr hohe Gefährdungsklasse. Dies sind nach Cadmium die höchsten Werte. Dass das Ergebnis trotz der hohen Pb_{ges}-Gehalte nicht ungünstiger ausfällt, liegt an den für Waldböden relativ günstigen pH-Werten. Dies gilt insbesondere für das Verbreitungsgebiet der Substrate mit einem hohen Anteil an basischen Magmatiten. In immerhin etwas weniger als der Hälfte liegt der pH-Wert noch ≥4, einem pH-Bereich in dem Pb noch vergleichsweise immobil ist. Dennoch liegt in mehr als 60% der Waldoberböden der Mobilgehalt über dem allgemeinen Prüfwert nach PRÜEß (1992) von 0,3 mg Pb_{mob}/kg, welcher die Bewertung sehr stark beeinflusst. Die Hälfte der Waldoberböden überschreiten diesen Prüfwert sogar um etwa das 5-fache. Im geringmächtigen obersten Mineralbodenhorizont, in dem die tiefsten pH-Werte herrschen, wird in 55% der Fälle ein sehr hohes Gefährdungspotential erreicht. In den folgenden Horizonten sinkt es durch geringere Gesamt- und Mobilgehalte stark ab, so dass beim GGP, das sich auf die gesamten oberen 30 cm bezieht, durchschnittlich ein mittleres GGP erreicht wird. Da die Einstufung in erster Linie durch die hohen Mobilgehalte im obersten Horizont verursacht wird, dürfte eine mögliche Gefährdung vor allem von einer erhöhten Pflanzenaufnahme und weniger von einer vertikalen Verlagerung ausgehen.

Das GGP liegt in fast allen Ackerböden im sehr geringen Bereich. Geringfügig ungünstiger sind die Grünlandböden bewertet. Je zur Hälfte fallen sie in die sehr geringe und in die geringe Gefährdungsklasse. Da die Gesamtgehalte in den landwirtschaftlich genutzten Böden in allen Substraten relativ wenig schwanken, werden die Unterschiede von den etwas tieferen pH-Werten in den Grünlandböden hervorgerufen. Insgesamt gleicht die Bewertung des GGP denen der früheren Bodenzustandsberichte.

Gerade bei den Waldböden in den Höhenlagen des nördlichen Untersuchungsgebietes wird vermutet, dass Immissionen aus anthropogenen Quellen den geogenen Grundgehalt im Oberboden spürbar erhöht haben. Aufgrund der relativ günstigen pH-Werte wird aber gerade im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite nicht mit einer nennenswerten vertikalen Verlagerung gerechnet. Bei den Ackerböden ist ebenfalls eine gewisse anthropogene Beeinflussung durch atmosphärische Einträge anzunehmen, jedoch wird dies durch die Vermischung des Bodens vermutlich überdeckt.

4.2.3. Cadmium

Cadmium (Cd) gehört neben Quecksilber zu den toxischsten der hier untersuchten Schwermetalle und zählt zu den seltenen Elementen. Die Gesteine unterscheiden sich hinsichtlich ihres Cd-Gehaltes nicht wesentlich. Etwas über dem Durchschnitt sind allgemein die Gehalte in tonigen und organischen Sedimenten sowie in den auf Blatt Westerburg weitverbreiteten basischen Magmatiten. Basalte enthalten ca. 0,2 mg Cd_{ges}/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Sowohl die ultrabasischen, als auch die intermediären und sauren Magmatite sind etwas Cd-ärmer.
In nicht bzw. geringbelasteten Substraten besteht eine mäßig ausgeprägte Beziehung zwischen Cd_{ges} und Tongehalt, d.h. der Cd-Gehalt steigt mit dem Tongehalt an. Die Tongehalte der im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Substraten bewegen sich in einem typischen Bereich von 20 bis 40 Gew.%, so dass in den Oberböden Mittelwerte zwischen 0,2 und 0,3 mg Cd_{ges}/kg zu erwarten sind. Allerdings enthält ein Großteil der für Abb. 33 verwendeten Oberböden keine magmatischen Gesteine, so dass für die Böden im Untersuchungsraum mit abweichenden Verhältnissen gerechnet werden muss.
Zumindest bis zu einem Gehalt von 10 Gew.% organischer Substanz ist ebenfalls mit einem Anstieg der Cd-Gehalte zu rechnen (siehe Abb. 33). Dass bei höheren Humusgehalten die Gesamtgehalte rückläufig sind, dürfte die Folge der meist tiefen pH-Werte in humusreichen Böden sein. Möglicherweise ist dann Cd so labil gebunden, dass es verlagert wird. Vereinfacht lässt sich die Regel ableiten, dass mit steigendem Ton- und Humusgehalt auch die Cd_{ges}-Gehalte ansteigen.



Tongehalt Organische Substanz

Abb. 33 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

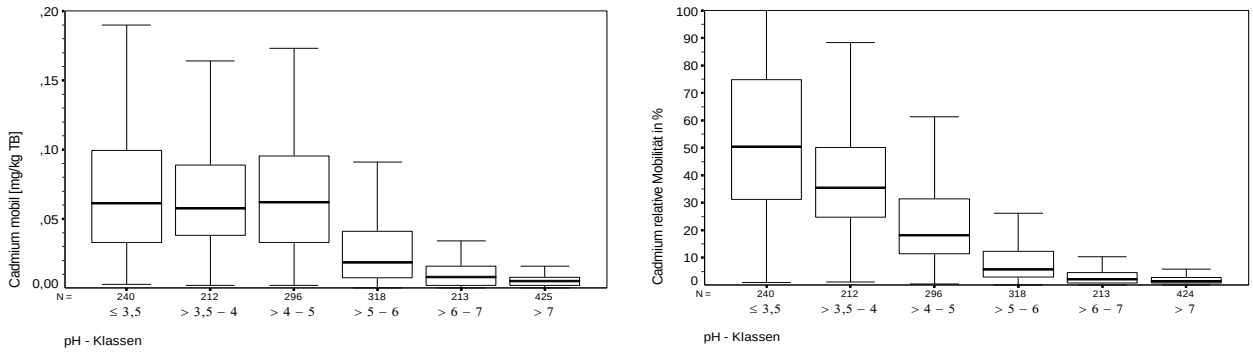


Abb. 34 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Der Gehalt an NH_4NO_3-extrahierbarem (mobilem) Cd (Cd_{mob}) und vor allem der relative Anteil am Gesamtgehalt zeigen die ausgeprägte Abhängigkeit von der Bodenreaktion (siehe Abb. 34). Anders als bei den übrigen untersuchten Spurenelementen beginnt eine merkliche Steigerung der Mobilität schon bei pH-Werten <7 und der mobile Anteil am Gesamtgehalt ist ungleich höher. Bei pH-Werten <4, wie sie typisch für Waldböden sind, liegen meist 30-80% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor.

Die Cd_{ges}-Situation in den Oberböden des Untersuchungsraums ergibt kein eindeutiges Bild. Die substratbedingten Unterschiede sind vergleichsweise gering und soweit die Datenlage es zulässt, scheinen die Gehalte etwas über dem Landesdurchschnitt zu liegen. Zu den Cd_{ges}-ärmeren Substraten zählen diejenige, die intermediäre Vulkanite enthalten und die Lösslehme. Einen etwas höheren Cd_{ges}-Gehalt weisen die Oberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite auf, insbesondere die lösslehmärmeren Standorte. Die nutzungsunabhängigen Mittelwerte zwischen Cd_{ges}-ärmeren und –reicheren

Tab. 41 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	0,04	0,16	**0,27**	0,49	1,11	27,34	0,99
	5413	2	*5*	*0*	*0,11*	*0,18*	***0,26***	*0,35*	*0,48*	*0,48*	*0,48*
YL	RP	3	187	0	0,04	0,24	**0,33**	0,58	0,89	2,27	1,05
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,14	0,37	**0,51**	0,67	0,92	0,94	0,94
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,13	0,34	**0,45**	0,68	1,14	2,92	1,19
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,22*	*0,35*	***0,48***	*0,55*	*1,03*	*1,09*	*0,55*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,17	0,34	**0,51**	0,69	0,75	0,95	0,95
Au	RP	8	39	0	0,07	0,29	**0,53**	0,77	1,68	7,18	1,20
Al	RP	9	98	0	0,04	0,22	**0,37**	0,68	1,14	2,90	1,30
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	64	0	0,06	0,18	**0,29**	0,46	0,62	0,96	0,76
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,37	0,43	**0,54**	0,69	0,96	1,13	0,96
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,09	0,26	**0,42**	0,61	0,82	0,92	0,92
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,10*	*0,19*	***0,35***	*0,43*	*0,46*	*0,46*	*0,46*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,40*	*0,40*	***0,46***	*1,03*	*1,54*	*1,54*	*1,54*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,14*	*0,29*	***0,38***	*0,46*	*0,52*	*0,54*	*0,54*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	0,03	0,24	**0,39**	0,57	0,82	1,91	0,99
	5413	17	12	0	0,16	0,23	**0,34**	0,56	0,99	1,14	0,92

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

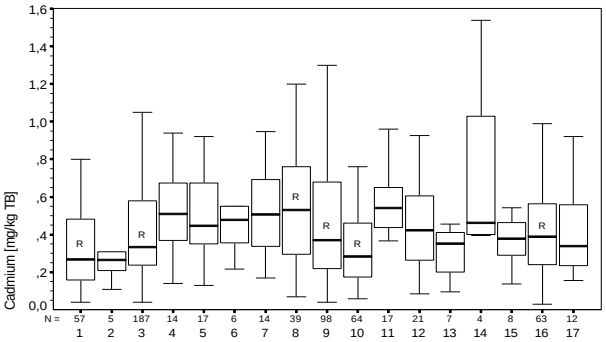


Abb. 35
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Substraten unterscheiden sich aber nur um etwa 0,15 mg Cd_{ges}/kg. Insbesondere bei den Cd_{ges}-ärmeren Substraten sind die nutzungsbedingten Unterschiede größer als zwischen den verschiedenen Substratgruppen.

Der mittlere Gesamtgehalt beträgt in den Waldoberböden des gesamten Untersuchungsraums 0,32 mg Cd_{ges}/kg und die Ausreißergrenze 0,97 mg Cd_{ges}/kg. Mit 0,51 mg Cd_{ges}/kg liegen hierbei die Substrate, die reich an basischen Magmatiten sind, über dem Durchschnitt. Die lösslehmreicheren Substrate der basischen Magmatite und Tephren sind mit 0,34 mg Cd_{ges}/kg bzw. 0,29 mg Cd_{ges}/kg ärmer an diesem Schwermetall. Noch geringer scheint der Cd_{ges}-Gehalt im Gebiet der intermediären Vulkanite zu sein, jedoch stehen zu wenige Beobachtungen für statische Bewertungen zur Verfügung. Damit liegen die Cd_{ges}-Gehalte in den Waldböden mehr oder weniger deutlich niedriger als in landwirtschaftlich genutzten Böden (siehe unten).

Mit 0,56 mg/kg entspricht der mittlere Gesamtgehalt der organischen Auflagen etwa dem landesweiten Durchschnittswert. Konzentrationen >1 mg Cd_{ges}/kg sind als Ausreißer anzusehen und wurden im Untersuchungsraum an 2 Standorten angetroffen. Im Gegensatz zu Blei ist keine signifikante Abhängigkeit von Konzentration und Baumbestand sowie Niederschlagsmenge zu erkennen. In 90% der Waldböden enthalten die Humusauflagen mehr Cd_{ges} als die folgenden Mineralbodenhorizonte. Im Mittel liegt der Cd_{ges}-Gehalt der organischen Auflage etwa doppelt so hoch. Im Vergleich zu anderen Landesteilen ist dies ein niedriger Wert. Gerade in Cd-armen Substraten wie den Sandböden des Pfälzer Waldes ist Cd_{ges} in der Humusauflage im Mittel um das 5-fache angereichert. Von den untersuchten Spurenelementen ist es im Untersuchungsraum aber immer noch jenes, das am stärksten in der organischen Auflage angereichert ist. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,052 mg Cd_{mob}/kg, was einem Anteil am

Tab. 42 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

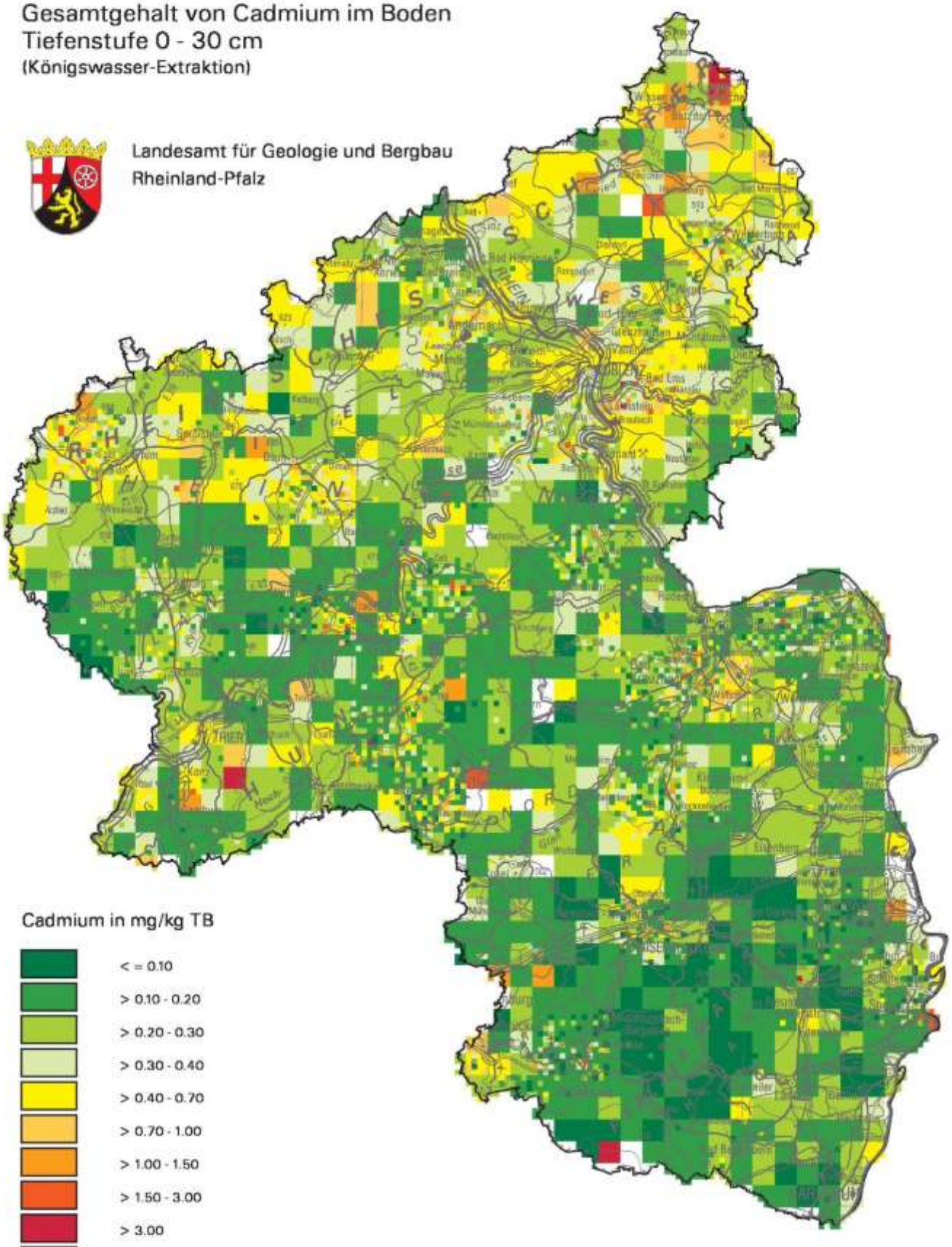
Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage; (allgemein))	RP	645	0	0,03	0,37	**0,54**	0,77	1,15	14,05	1,33
	5413	52	0	0,25	0,46	**0,56**	0,69	0,87	2,12	1,04
Vb (Organische Auflage; (Laubwald))	RP	176	0	0,05	0,34	**0,49**	0,66	0,88	4,63	1,12
	5413	36	0	0,35	0,47	**0,56**	0,63	0,84	2,12	0,87
Vbn (Organische Auflage; (Mischwald))	RP	159	0	0,05	0,33	**0,51**	0,73	1,12	5,11	1,33
	5413	11	0	0,25	0,35	**0,58**	0,74	0,89	1,04	1,04
Vn (Organische Auflage; (Nadelwald))	RP	70	0	0,03	0,38	**0,64**	0,97	2,28	7,02	1,57
	5413	*5*	*0*	*0,43*	*0,44*	***0,47***	*0,88*	*0,93*	*0,93*	*0,93*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Cadmium im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Cadmium in mg/kg TB

- < = 0.10
- > 0.10 - 0.20
- > 0.20 - 0.30
- > 0.30 - 0.40
- > 0.40 - 0.70
- > 0.70 - 1.00
- > 1.00 - 1.50
- > 1.50 - 3.00
- > 3.00
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

Bodenart	Sand	Lehm/Schluff	Ton
mg/kg TB	0.4	1.0	1.5

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

Tab. 43 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*0*	*<0,0001*	*0,002*	***0,011***	*0,046*	*4,980*	*8,262*	*0,056*
	5413	2	*5*	*0*	*0,0030*	*0,009*	***0,021***	*0,046*	*0,056*	*0,056*	*0,056*
YL	RP	3	38	0	0,0002	0,001	**0,002**	0,013	0,038	0,135	0,029
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,0080	0,027	**0,066**	0,092	0,146	0,213	0,139
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,0141	0,043	**0,061**	0,111	0,144	0,173	0,173
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,0317*	*0,064*	***0,128***	*0,160*	*0,271*	*0,283*	*0,283*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,0088	0,042	**0,055**	0,112	0,147	0,153	0,153
Au	RP	8	38	0	0,0024	0,019	**0,045**	0,073	0,094	0,168	0,127
Al	RP	9	91	0	0,0007	0,020	**0,041**	0,071	0,121	0,577	0,147
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	63	0	0,0005	0,008	**0,032**	0,070	0,106	0,155	0,155
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,0077	0,030	**0,052**	0,153	0,212	0,571	0,216
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,0053	0,050	**0,100**	0,142	0,221	0,386	0,238
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,0197*	*0,030*	***0,038***	*0,071*	*0,094*	*0,098*	*0,098*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,0135*	*0,038*	***0,068***	*0,105*	*0,136*	*0,136*	*0,136*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,0048*	*0,009*	***0,037***	*0,083*	*0,112*	*0,117*	*0,117*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	18	0	0,0030	0,048	**0,059**	0,076	0,099	0,227	0,100
	5413	17	12	0	0,0127	0,055	**0,062**	0,083	0,136	0,227	0,097

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Gesamtgehalt von ca. 10% entspricht, weist Cd in der Humusauflage eine vergleichsweise geringe relative Mobilität auf. Dieser für Cd relativ niedrige Wert wird auf die flächig erfolgten Bodenschutzkalkungen zurückgeführt.

Da Cadmium bei tiefen pH-Werten nur labil gebunden ist, liegt die relative Mobilität am Gesamtgehalt in den Waldböden hingegen am höchsten. Typisch ist, dass 20-50% vom Gesamtgehalt in mobilen Bindungsformen vorliegen. Die Werte schwanken allerdings durch den unterschiedlichen Einfluss der Bodenschutzkalkungen in einem sehr weiten Bereich von 1 bis 60%. Dank der höheren pH-Werte sind die mittleren Mobilgehalte in den basalt(tuff)-reichen Waldoberböden mit 0,063 mg Cd_{mob}/kg trotz der höheren Gesamtgehalte niedriger als in den lösslehmreicheren Basaltböden (0,100 mg Cd_{mob}/kg). In den tephrenhaltigen Waldoberböden wurde ein Mittelwert von 0,058 mg Cd_{mob}/kg festgestellt.

Tab. 44 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	411	0	0,0004	0,049	**0,084**	0,150	0,229	2,032	0,299
(allgemein))	5413	52	0	0,0089	0,037	**0,052**	0,081	0,173	0,251	0,136
Vb (Organische Auflage;	RP	171	0	0,0040	0,040	**0,068**	0,110	0,178	1,222	0,215
(Laubwald))	5413	36	0	0,0089	0,029	**0,049**	0,064	0,090	0,171	0,111
Vbn (Organische Auflage;	RP	158	0	0,0020	0,056	**0,097**	0,160	0,226	0,437	0,307
(Mischwald))	5413	11	0	0,0136	0,042	**0,059**	0,112	0,184	0,188	0,188
Vn (Organische Auflage;	RP	68	0	0,0004	0,080	**0,143**	0,195	0,329	0,540	0,349
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*0,0680*	*0,119*	***0,177***	*0,222*	*0,251*	*0,251*	*0,251*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Die höchsten Gesamtgehalte sind demnach in der organischen Auflage, die höchste relative Mobilität im obersten Mineralbodenhorizont zu finden. Die absoluten Mobilgehalte liegen ungefähr auf ähnlichem Niveau.

In den meisten Böden sinkt der Cd_{ges}-Gehalt unterhalb des Oberbodens deutlich auf unter 0,2 bis 0,3 mg Cd_{ges}/kg, was etwa den lithogenen Gesamtgehalten der Festgesteine entspricht (siehe auch Abb. 37). In abgeschwächter Form gilt dies auch für den Mobilgehalt. Die ausgeprägte vertikale Abnahme des Cd_{ges}-Gehaltes von der Humusauflage über Oberboden zum Unterboden ist bei fast allen Substraten zu beobachten. Das lässt den Schluss zu, dass neben einem höheren geogenen Grundgehalt Cd auch merklich durch atmosphärische Einträge in die Böden gelangt.

Mit einem substratunabhängigen Mittelwert von 0,47 mg Cd_{ges}/kg für Ackerböden und 0,51 mg Cd_{ges}/kg für Grünlandböden enthalten landwirtschaftlich genutzte Böden im Allgemeinen mehr Cd als Waldböden. Die substratbedingten Unterschiede sind hierbei deutlich geringer als unter Wald. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite sind in den lösslehmarmen Grünlandböden durchschnittlich 0,53 mg Cd_{ges}/kg, in den lösslehmhaltigen bis –reichen 0,46 mg Cd_{ges}/kg vorhanden. In den tephrenhaltigen Grünlandböden sind es sogar 0,61 mg Cd_{ges}/kg.

Über die Ursache(n) für die gegenüber Waldböden mehr oder weniger erhöhten Gesamtgehalte kann nur spekuliert werden. Es scheint jedoch klar, dass die Gehalte nicht allein auf natürliche (geogene) Ursachen zurückzuführen sind. Nutzungstypische Quellen wie die Aufbringung von Klärschlamm oder Phosphatdünger dürften im Untersuchungsraum keine wesentliche Rolle spielen. Zum einen, weil die Schwermetallgehalte an vielen Standorten die Verwendung von Klärschlamm nicht ermöglichen und auf Grünlandböden grundsätzlich unzulässig ist, zum anderen, weil die Phosphatgehalte insbesondere die der Grünlandböden eher gering sind. Daher erscheinen atmosphärische Einträge als wahrscheinlicher. Etwa 75% des in der Atmosphäre enthaltenen Cd gelangt in der Bundesrepublik Deutschland über die nasse Deposition in die Böden und ein erheblicher Anteil unterliegt dem Ferntransport (MERIAN 1984). Mit mittleren jährlichen Niederschlägen von ca. 1050 mm ist der Untersuchungsraum niederschlagsreich, so dass diese Ursache nicht unwahrscheinlich erscheint. Zwar ist bei der Cd-Karte (siehe Kartenanlage) nicht wie beim Pb eine räumliche Häufung zu erkennen, dennoch deutet sich bei den landwirtschaftlich genutzten Böden auch beim Cd_{ges}-Gehalt eine Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge an. Fallen jährlich weniger als 1000 mm Niederschlag, enthalten die Ackerböden im Mittel 0,41 mg Cd_{ges}/kg und die Grünlandböden 0,49 mg Cd_{ges}/kg. Bei höheren Niederschlägen ergeben sich bei diesen Nutzungsformen Durchschnittswerte von jeweils 0,60 mg Cd_{ges}/kg. Bei den Waldböden ist hingegen in den Humusauflagen nur ein schwacher, in den Oberböden kein derartiger Zusammenhang erkennbar.

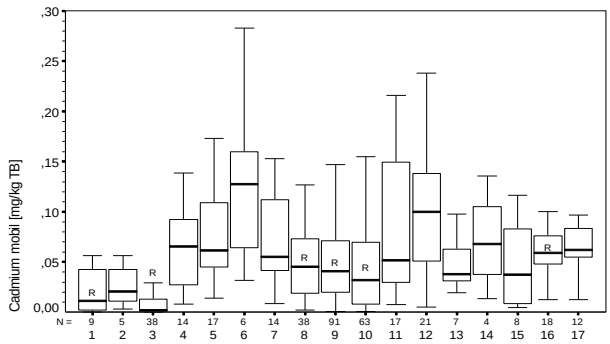
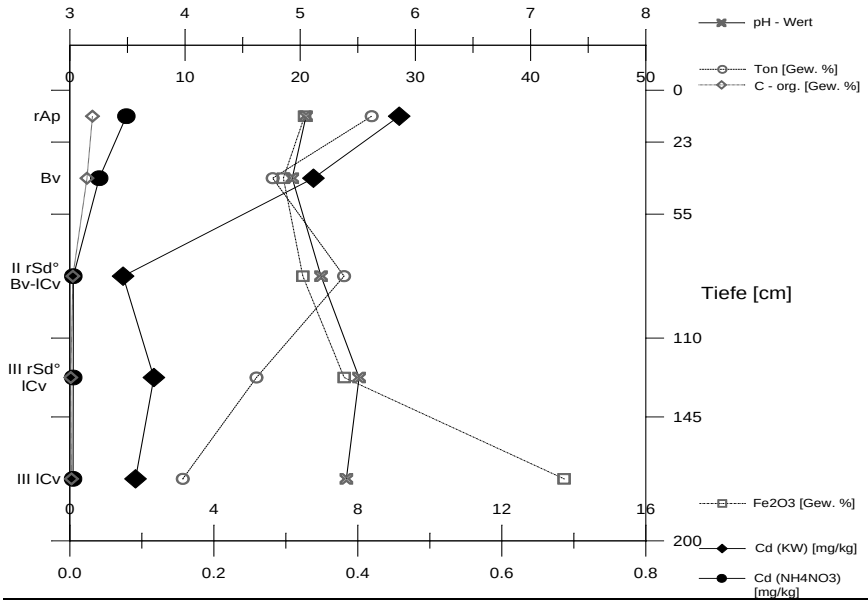
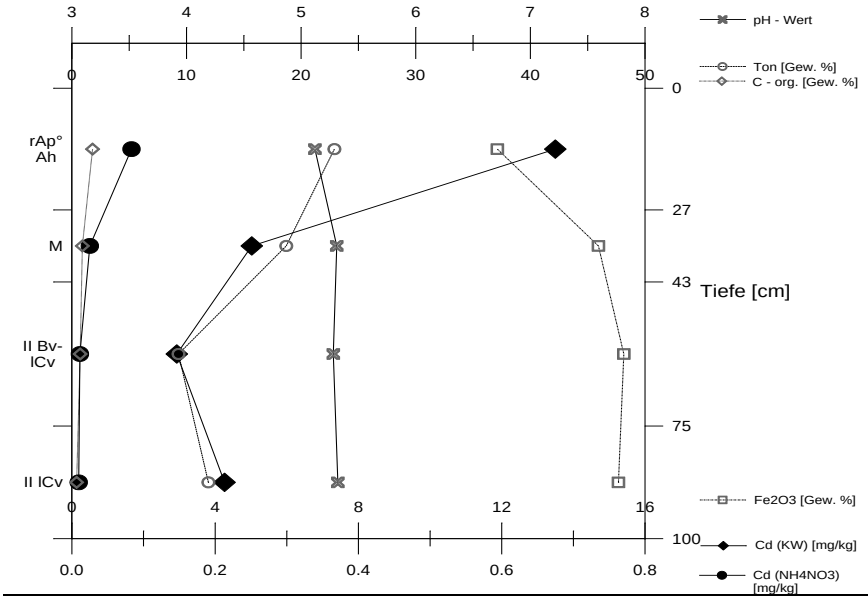


Abb. 36
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)



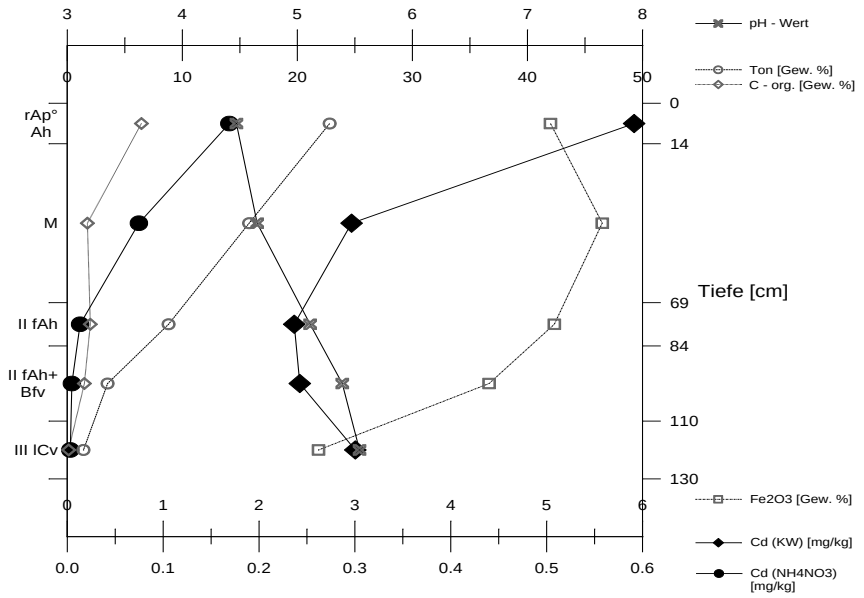
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lößlehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lößlehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

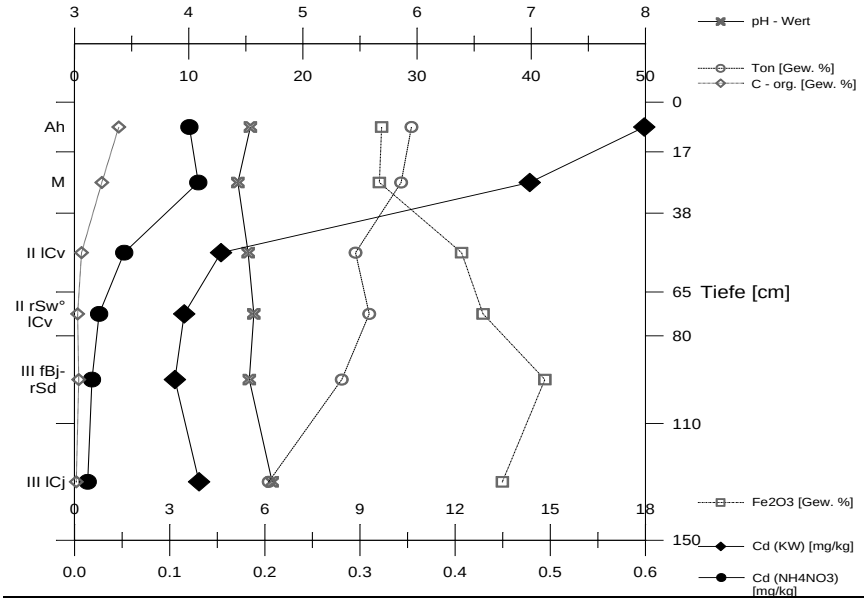
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

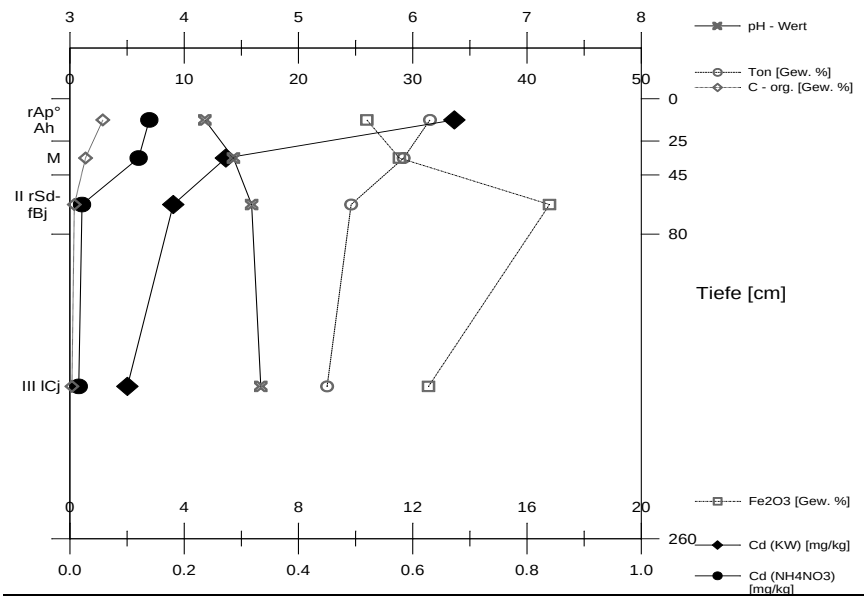
- Solumsediment aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 37 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich



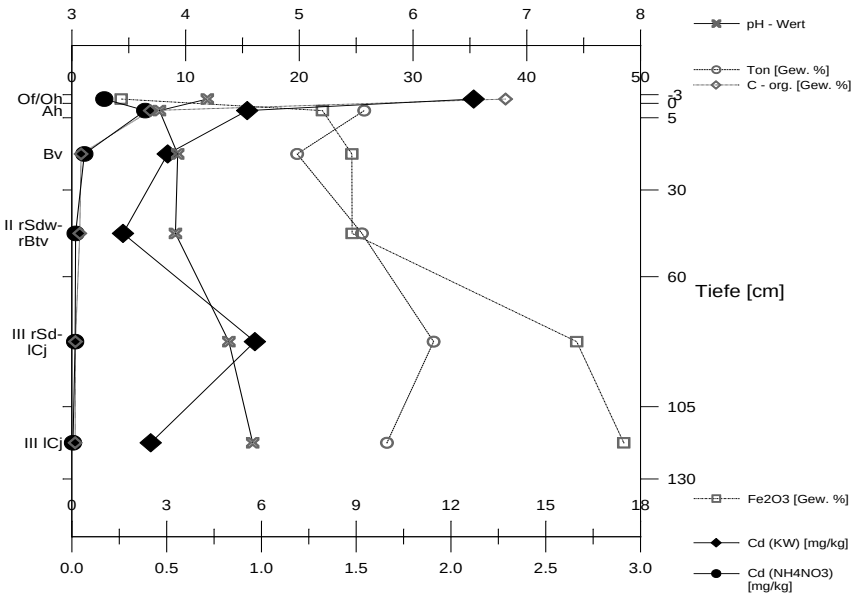
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 37 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich

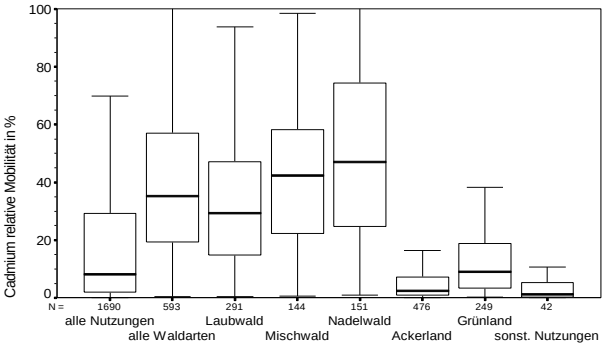


Abb. 38
Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Dass die Waldböden nicht nur geringere Gesamtgehalte aufweisen, sondern dass bei ihnen auch keine Abhängigkeit zur Niederschlagsmenge erkennbar ist, erklärt sich möglicherweise in der höheren Mobilität des Cd in diesen sauren Böden, so dass es zu Verlusten in tiefere Bodenschichten kommt.

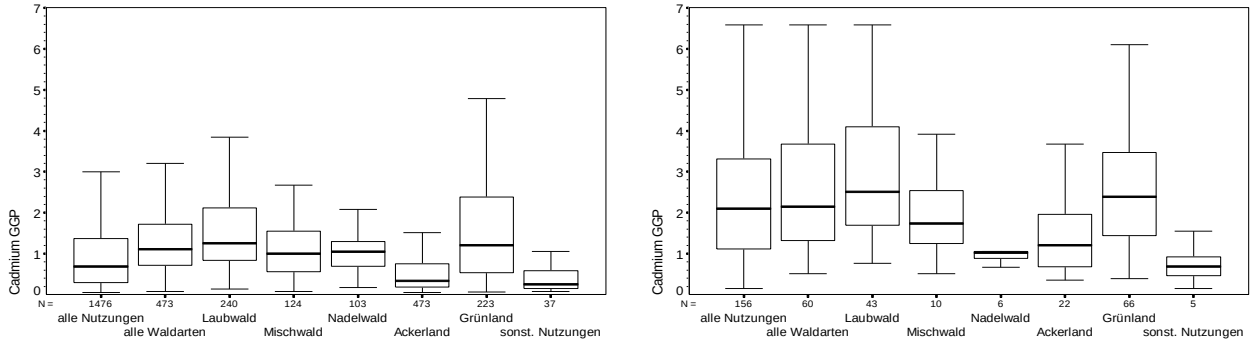
Neben ubiquitären Cd-Depositionen kann auch der historische rechtsrheinische Blei-Zink-Erzbergbau eine Rolle gespielt haben. Cd ist mit dem Zink eng geochemisch verwandt und ist Nebenbestandteil von Zinkerzen. Entsprechend deutlich erhöhte Cd_{ges}-Gehalte wurden in der Umgebung von Braubach und Bad Ems festgestellt (HAUENSTEIN & BOR 1996).

Die höheren pH-Werte der landwirtschaftlich genutzten Böden führen zu einer deutlich geringeren Mobilität. In Ackerböden liegt etwa 6-7% des Gesamtgehaltes in leicht mobilisierbaren Bindungsformen vor. In Grünlandböden liegt der Anteil etwa doppelt so hoch. Aufgrund der höheren Gesamtgehalte enthalten gerade die Grünlandböden einen höheren absoluten Mobilgehalt als die Waldböden. Im Mittel wurden in Grünlandböden 0,076 mg Cd_{mob}/kg und in Ackerböden 0,028 mg Cd_{mob}/kg festgestellt. In Abhängigkeit vom pH-Wert können diese Werte aber stark schwanken (siehe auch unten).

Trotz Kalkung liegt der pH-Wert in den landwirtschaftlich genutzten Böden generell unterhalb pH 6, so dass für die schluffig/lehmigen Böden der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg gilt. Dieser wird in den Grünlandböden in 79% und in Ackerböden in 64% der Fälle überschritten. Von diesen Überschreitungen sind alle wesentlichen Substratgruppen ähnlich häufig betroffen. In 15 bzw. 20% der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Böden beträgt der Gesamtgehalt mehr als das Doppelte des Vorsorgewertes. Der strengste Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Gesamtgehalt von 10 mg Cd_{ges}/kg, der für Kinderspielflächen anzuwenden ist, wird mit einem Maximalgehalt von 1,5 mg Cd_{ges}/kg aber immer weit unterschritten
Der Cd_{ges}-Gehalt liegt, von einer Ausnahme abgesehen, in den untersuchten Ackerböden unterhalb des Grenzwertes der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von 1 mg Cd_{ges}/kg.
Problematischer als der Gesamtgehalt sind in den landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsraums die Mobilgehalte anzusehen. Durch die überdurchschnittlichen Gesamtgehalte bei gleichzeitig relativ niedrigen pH-Werten wird der für Ackerböden gültige Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) von 0,1 mg Cd_{mob}/kg bei jedem 10. Ackerboden überschritten. Bei Cd-anreichernden Gemüsesorten und Brotweizenanbau ist als Maßnahmenwert sogar nur 0,04 mg Cd_{mob}/kg anzuwenden. In etwa 30% der Ackerböden wurden höhere Konzentrationen festgestellt. Zudem überschreiten 85% der Grünlandböden und 60% der Ackerböden den Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,025 mg Cd_{mob}/kg. Dies ist zwar eine ausschließlich für Baden-Württemberg geltende Vorschrift, dennoch kann sie zur Risikoabschätzung herangezogen werden. Immerhin 36% der Grünlandböden enthalten mehr als 4-fach höhere Mobilgehalte. Als Gegen-

maßnahme wäre eine Kalkung der landwirtschaftlich genutzten Böden zu empfehlen. Aufgrund der überdurchschnittlichen Gesamtgehalte sollte ein Ziel-pH-Wert von pH 6 angestrebt werden. Bei dieser Bodenreaktion sollten allgemein Gehalte <0,025 mg Cd_{mob}/kg und eine relative Verfügbarkeit von weniger als 5% zu erzielen sein.

Zwar ist der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg in den Waldböden infolge der hohen Humusgehalte nur für die Minderheit der Standorte anwendbar, zumindest zur Orientierung soll er dennoch herangezogen werden. Im Gegensatz zu den landwirtschaftlich genutzten Böden ist eine Substratabhängigkeit erkennbar. In den basaltreichen Waldoberböden liegen die Gesamtgehalte in 60% der Fälle über dem Vorsorgewert. Bei steigendem Lösslehmgehalt sind es noch 43%, während in den lösslehm- und tephrenhaltigen Waldböden nur etwa 25% der Standorte mehr als 0,4 mg Cd_{ges}/kg enthalten. Aufgrund der tiefen pH-Werte enthalten fast 90% der Waldoberböden mehr als 0,025 mg Cd_{mob}/kg. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite überschreiten fast die Hälfte der Waldoberböden auch den für Ackerböden gültigen Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) von 0,1 mg Cd_{mob}/kg. Im Gebiet der intermediären Vulkanite und Tephren ist dies weit seltener der Fall.



Rheinland-Pfalz Westerburg

Abb. 39 Gewichtetes Gefährdungspotential von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Aufgrund der häufigen Grenzwertüberschreitungen besitzt Cd im Untersuchungsraum erwartungsgemäß von den untersuchten Spurenelementen das höchste gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.). Ohne Substrat- und Nutzungsbezug ergibt sich ein mittleres GGP von 2,1, d.h. ein Drittel der untersuchten Böden liegen in der hohen und ein weiteres Drittel in der höchsten Gefährdungsklasse. Von den bislang im Bodenzustandsbericht bearbeiteten Gebieten ist dies die ungünstigste Einstufung.

Am günstigsten sind Ackerböden bewertet, die zu etwa 65% in die geringe bis mittlere Gefährdungskategorie fallen. Mit einem mittleren GGP von 1,2 sind sie aber ebenfalls deutlich ungünstiger bewertet als Ackerböden aus anderen Landesteilen, die im Mittel mit 0,3 bewertet werden. Wie in anderen Gebieten von Rheinland-Pfalz werden Wald- und Grünlandböden gleich bewertet, nur dass im Untersuchungsgebiet bei beiden Nutzungsformen im Mittel die hohe Gefährdungsklasse erreicht wird, während sie im gesamten Land im Durchschnitt in der mittleren Gefährdungskategorie liegen (siehe auch Abb. 39). Bei den Grünlandböden ist eine Substratabhängigkeit des GGP nicht zu beobachten. Bei den Waldböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite wird fast in der Hälfte der Fälle die Klasse des sehr hohen Gefährdungspotentials erreicht. Die Waldböden der intermediären Vulkanite und Tephren schneiden etwas günstiger ab.

Wie schon bei der Betrachtung der gesetzlichen Grenzwerte erörtert, ist eine Kalkung der landwirtschaftlich genutzten Böden empfehlenswert, um eine erhöhte Pflanzenaufnahme ausschließen zu können.

4.2.4. Chrom

Die auf Blatt Westerburg vorherrschenden Gesteine weisen sehr unterschiedliche lithogene Chrom-(Cr-) Gehalte auf. Die basischen Magmatite, bei denen es sich im Untersuchungsraum vorwiegend um Basalte und –tuffe handelt, zählen zu den Cr-reichsten Gesteinen. Bei ihnen können Gesamtgehalte von 150 bis 200 mg/kg auftreten. In den selteneren Basaniten, die an der Grenze zu den ultrabasischen Magmatiten stehen, ist mit noch höheren Werten zu rechnen. Bei steigendem SiO_2-Gehalt sinkt der Cr-Gehalt in den Magmatiten rapide ab. In intermediären Magmatiten liegen die Gehalte meist unterhalb von 50 mg/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

Der Gesamtgehalt (Cr_{ges}) wird wie bei Kupfer, Nickel oder Zink vom Ton und insbesondere vom Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt des Ausgangssubstrats der Bodenbildung bestimmt (siehe Abb. 40). Dass der Cr_{ges}-Gehalt zum großen Teil durch diese spezifischen Bodenparameter erklärbar ist, weist auf naturnahe Verhältnisse hin.

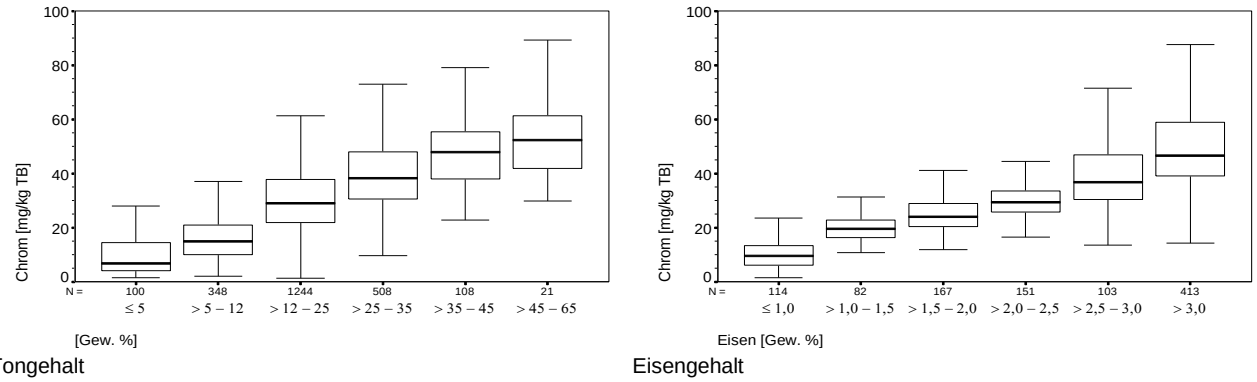


Abb. 40 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Chrom ist das immobilste der untersuchten Spurenelemente. Wie bei den anderen Elementen steigt zwar sowohl der absolute Mobilgehalt als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt mit sinkendem pH-Wert zunächst an, jedoch nimmt der absolute Mobilgehalt bei pH-Werten von <3,5 wieder ab, während die relative Mobilität weiter leicht ansteigt. Ein ähnliches Verhalten zeigt auch das - allerdings hochmobile - Cadmium. Eine stichhaltige Erklärung für dieses Phänomen fehlt noch. Möglicherweise

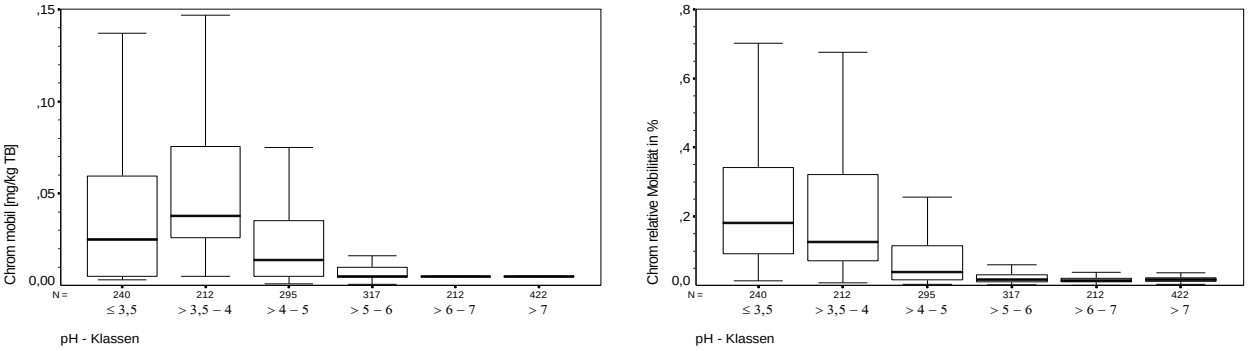


Abb. 41 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

wird Chrom, sofern es überhaupt in labile Bindungsformen übergeht, bei solch niedrigen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert, so dass eine Abnahme in den obersten Horizonten die Folge ist. Auch bei pH-Werten <4, in dem die maximale Mobilität erreicht wird, übersteigt die relative Mobilität im Mittel nicht 0,2%.

Erwartungsgemäß sind in den Böden im Gebiet der basischen Magmatite die höchsten Cr-Gesamtgehalte zu finden. Auf den ersten Blick unterscheiden sich lösslehmarme und –reiche Substrate kaum. Fasst man alle Oberböden im Gebiet der basischen Magmatite zusammen, ergibt sich ein Median von 69 mg Cr_{ges}/kg und ein 90. Perzentil von 189 mg Cr_{ges}/kg. Die Gruppe der lösslehmreicheren Substrate weist sogar ein Median von 73 mg Cr_{ges}/kg auf. Allerdings streuen die Gehalte weniger, so dass das 90. Perzentil mit 115 mg Cr_{ges}/kg deutlich niedriger ist als bei den lösslehmarmen Böden, bei denen dieser Wert 189 mg Cr_{ges}/kg beträgt. Dass diese Substrate im Mittel zumindest gleiche Cr-Gesamtgehalte aufweisen, überrascht zunächst, da Lösslehm bei spurenelementreichen Festgesteinskomponenten üblicherweise den Gesamtgehalt senkt. Unter Berücksichtigung der Nutzung zeigt sich, dass die lösslehmarmen Standorte zwar z.T. geringfügig mehr Cr enthalten, jedoch die Unterschiede unerwartet gering sind. Eine Ursache hierfür dürfte auch die Anwesenheit von Lokallösslehmen sein (siehe unten).
Ackerböden beider Substratgruppen weisen mit jeweils 52 mg Cr_{ges}/kg generell deutlich weniger Cr_{ges} als Grünland und Waldböden auf. Bei geringem Lösslehmanteil sind in den Grünlandböden im Mittel 75 mg Cr_{ges}/kg und in den Waldböden 86 mg Cr_{ges}/kg zu finden. Enthalten die Oberböden mehr Lösslehm sinkt die mittlere Konzentration auf 60 mg Cr_{ges}/kg bzw. 80 mg Cr_{ges}/kg. Generell gilt aber, dass in den lösslehmarmen Substrate die Cr_{ges}-Gehalte erheblich stärker schwanken. Die Bodennutzung scheint daher stärker die Gesamtgehalte zu beeinflussen als der schwankende Lösslehmanteil. Anthropogene Ursachen für die nutzungsbedingten Unterschiede sind unwahrscheinlich, da Cr nicht zu den Elementen zählt, die merklich durch Immissionen in die Böden gelangen. Vermutlich spielt eher der Verwitterungsgrad der basischen Magmatite eine Rolle. Basaltzersatz-reiche Substrate dürften weniger für die ackerbauliche Nutzung geeignet sein. Dies sind aber gerade jene Substrate, die durch residuale Anreicherung teilweise äußerst hohe Cr_{ges}-Gehalte aufweisen. Ein Hinweis darauf gibt der mittlere Tongehalt, der in Ackerböden dieser Substrate um ca. 5 Gew.% niedriger ist als bei den übrigen Bodennutzungen.

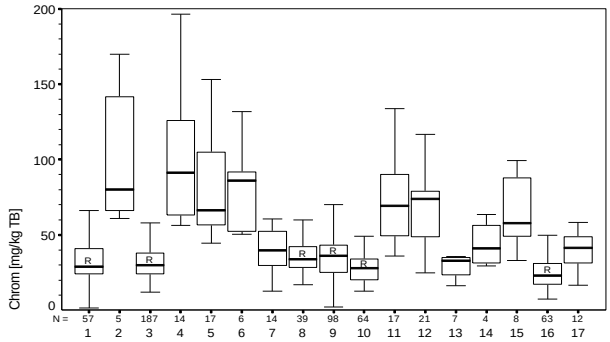


Abb. 42
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Alle weiteren Substrate im Untersuchungsraum enthalten weit weniger Cr_{ges}. Nutzungsunabhängig wurde im Gebiet der intermediären Vulkanite in deren lösslehmarmen Substraten ein mittlerer Gehalt von 15 mg Cr_{ges}/kg und bei höherem Lösslehmanteil von 31 mg Cr_{ges}/kg festgestellt. In den entsprechenden Unterböden liegen die Konzentrationen auf ähnlichem Niveau. Dies zeigt, dass die intermediären Vulkanite relativ Cr-arm sind und dass der Gesamtgehalt mit zunehmenden Lösslehmanteil

Tab. 45 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	1,4	24	**29**	42	60	170	66
	5413	2	*5*	*0*	*61,0*	*65*	***80***	*149*	*170*	*170*	*170*
YL	RP	3	187	0	12,1	24	**30**	38	54	91	59
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	56,2	63	**91**	126	189	197	197
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	44,4	56	**66**	105	119	153	153
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*50,4*	*52*	***86***	*92*	*128*	*132*	*132*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	12,6	30	**40**	52	59	60	60
Au	RP	8	39	0	17,0	28	**34**	43	55	67	64
Al	RP	9	98	0	2,0	25	**36**	43	50	99	70
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	64	0	12,7	20	**28**	34	50	106	49
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	36,1	49	**69**	101	203	222	134
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	24,9	48	**74**	80	109	117	117
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*16,4*	*21*	***33***	*35*	*77*	*87*	*36*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*29,3*	*31*	***41***	*56*	*64*	*64*	*64*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*33,1*	*49*	***58***	*88*	*98*	*99*	*99*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	7,3	17	**23**	31	41	98	50
	5413	17	12	0	16,5	31	**41**	49	70	98	58

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

ansteigt. Dies ist gegenüber den Substraten der basischen Magmatite der entgegengesetzte Effekt. Ähnliches ist bei den lösslehmreichen Oberböden der intermediären Tephren zu beobachten. Sie enthalten im Untersuchungsraum mit im Mittel 40 mg Cr_{ges}/kg deutlich mehr als in anderen Naturräumen (23 mg Cr_{ges}/kg; siehe Tab. 45).
Die Lösslehme auf Blatt Westerburg stammen wahrscheinlich nicht maßgeblich von Fernlössen ab, sondern bildeten sich aus Material der näheren Umgebung (Lokallösslehme). Dies erklärt auch die überdurchschnittlichen Gesamtgehalte von durchschnittlich 40 mg/kg, während dies in Rheinland-Pfalz im Mittel nur 28 mg Cr_{ges}/kg sind (siehe Tab. 45). Aufgrund der geringen Fallzahl ist dies zwar nur schlecht abgesichert, jedoch deuten auch die übrigen statistischen Parameter und die Situation in den Mischsubstraten eindeutig auf eine erhebliche Lokallösslehmkomponente hin.

Obwohl ausgeprägte substratbedingte Unterschiede beim Gesamtgehalt bestehen, variieren die Mobilgehalte wenig. Da der Mobilgehalt wesentlich vom pH-Wert gesteuert wird, hat die Nutzung einen größeren Einfluß als die unterschiedlichen Substrate. Erst bei gleichzeitiger Berücksichtigung von Substrat und Nutzung können geringe substratbedingte Unterschiede in den Oberböden erkannt werden.

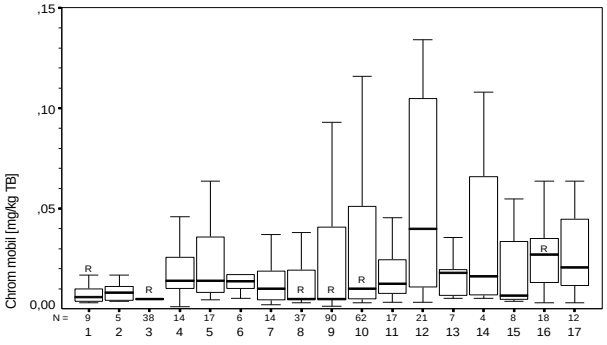
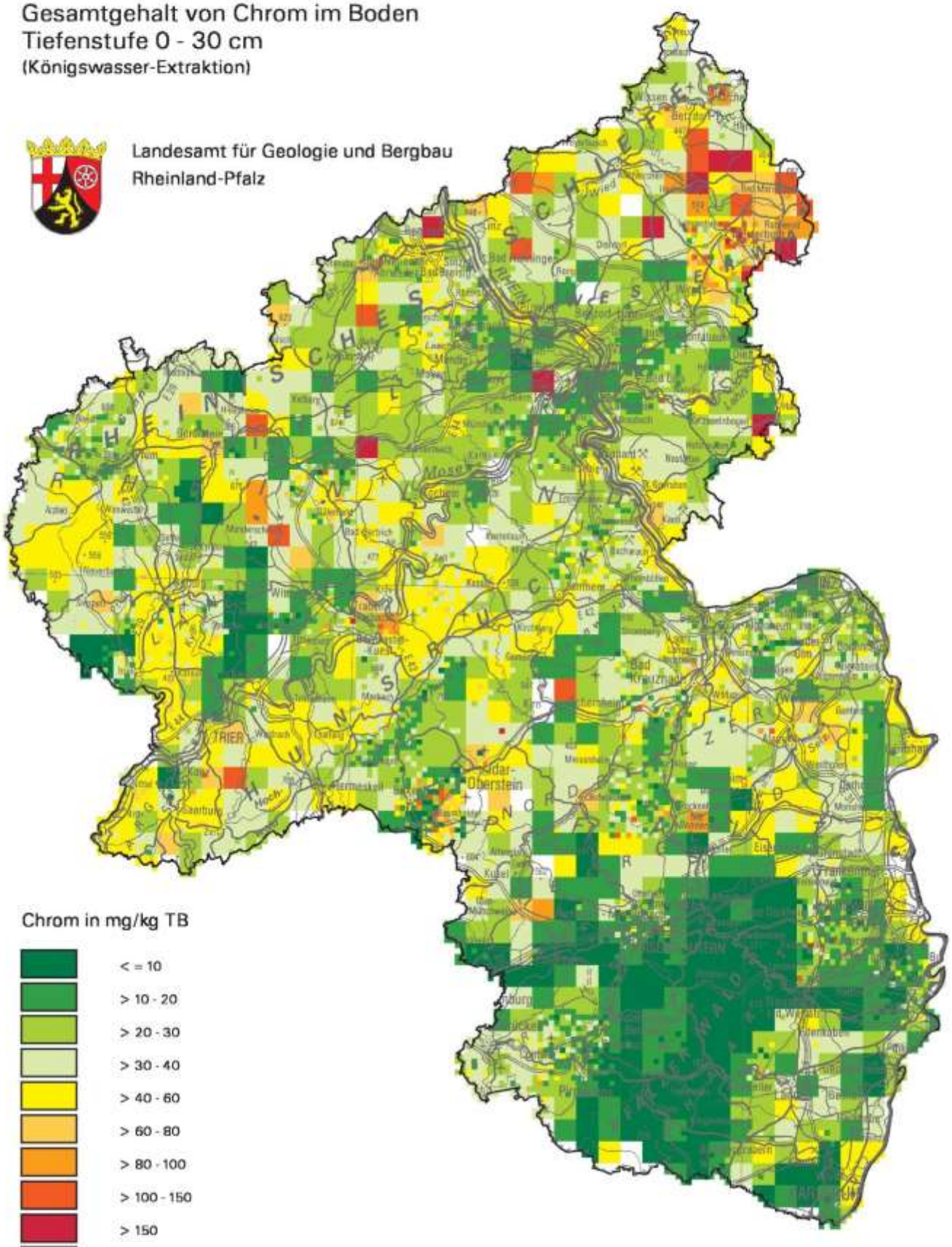


Abb. 43
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Chrom im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Chrom in mg/kg TB

- < = 10
- > 10 - 20
- > 20 - 30
- > 30 - 40
- > 40 - 60
- > 60 - 80
- > 80 - 100
- > 100 - 150
- > 150
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

Bodenart	Sand	Lehm/Schluff	Ton
mg/kg TB	30	60	100

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

Die höchsten Mobilgehalte werden in den lösslehmhaltigen bis -reichen Waldoberböden der basischen Magmatite mit durchschnittlich 0,06 mg Cr_{mob}/kg angetroffen. Dies entspricht einem Anteil am Gesamtgehalt von 0,08%. Hier kommen hohe Gesamtgehalte und niedrige pH-Werte zusammen. Da die lösslehmarmen Waldböden der basischen Magmatite höhere pH-Werte aufweisen, liegt in ihnen der mittlere Mobilgehalt um etwa die Hälfte niedriger. Die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt beträgt damit nur 0,03%. Der Mobilgehalt in den Waldoberböden der intermediären Vulkanite und Tephren ist noch geringfügig niedriger. Da sie deutlich geringere Gesamtgehalte aufweisen, liegt der labil gebundene Anteil mit ca. 0,06-0,1% höher. Die in den Waldböden gefundenen Mobilgehalte entsprechen trotz der häufig deutlich höheren Gesamtgehalte etwa den Konzentrationen, die in den Schieferböden des Hunsrücks angetroffen werden (HAUENSTEIN 2000).

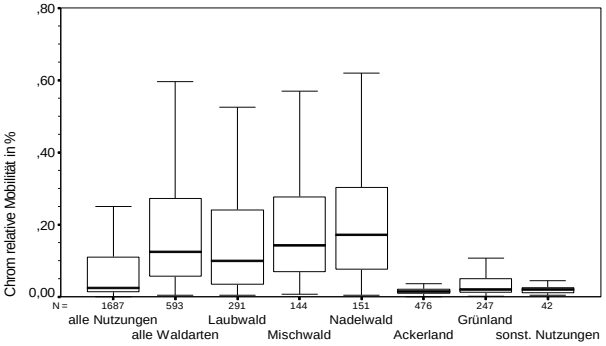


Abb. 44
Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Die Ackerböden auf Blatt Westerburg weisen substratunabhängig einen mittleren Mobilgehalt von 0,006 mg Cr_{mob}/kg auf. In den Grünlandböden sind aufgrund der tieferen pH-Werte mit durchschnittlich 0,010 mg Cr_{mob}/kg höhere Mobilgehalte zu finden. Die relative Verfügbarkeit beträgt damit im Mittel 0,01% bzw. 0,02%. Die Gehalte in den Böden der basischen Magmatite liegen dabei meist leicht über dem Durchschnitt.

Tab. 46 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	646	1	<0,1	8	**11**	17	25	116	31
(allgemein))	5413	52	0	4,5	16	**24**	34	44	78	55
Vb (Organische Auflage;	RP	177	0	<0,1	6	**11**	17	30	89	33
(Laubwald))	5413	36	0	4,5	16	**22**	32	40	55	55
Vbn (Organische Auflage;	RP	159	0	0,4	6	**10**	14	20	116	25
(Mischwald))	5413	11	0	10,1	18	**22**	44	72	78	78
Vn (Organische Auflage;	RP	70	1	<0,1	6	**10**	17	25	72	31
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*24,5*	*25*	***26***	*48*	*72*	*72*	*72*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

In abgeschwächter Form spiegelt sich das hohe Cr-Angebot des Mineralbodens im Gebiet der basischen Magmatite auch in der organischen Auflage der Waldböden wider. Der mittlere Cr_{ges}-Gehalt der Humusauflage liegt im Gebiet der lösslehmarmen Substrate der basischen Magmatite bei 32 mg Cr_{ges}/kg. Dies ist fast das 3-fache des landesweiten substratunabhängigen Mittelwertes. Bei höherem Lösslehmanteil im Mineralboden enthalten sie im Mittel 25 mg Cr_{ges}/kg. Im Gebiet der intermediären Magmatite, gleich ob es sich um Tephren oder Vulkanite handelt, sind hingegen in den O-Horizonten im

Mittel nur 15 mg Cr_{ges}/kg vorhanden, also nur noch etwa die Hälfte dessen, was in Humusauflagen auf Cr-reichen Mineralböden enthalten ist. Der Lösslehmanteil des Mineralbodens spielt dort keine erkennbare Rolle.

Tab. 47 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom in der organischen Auflage
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

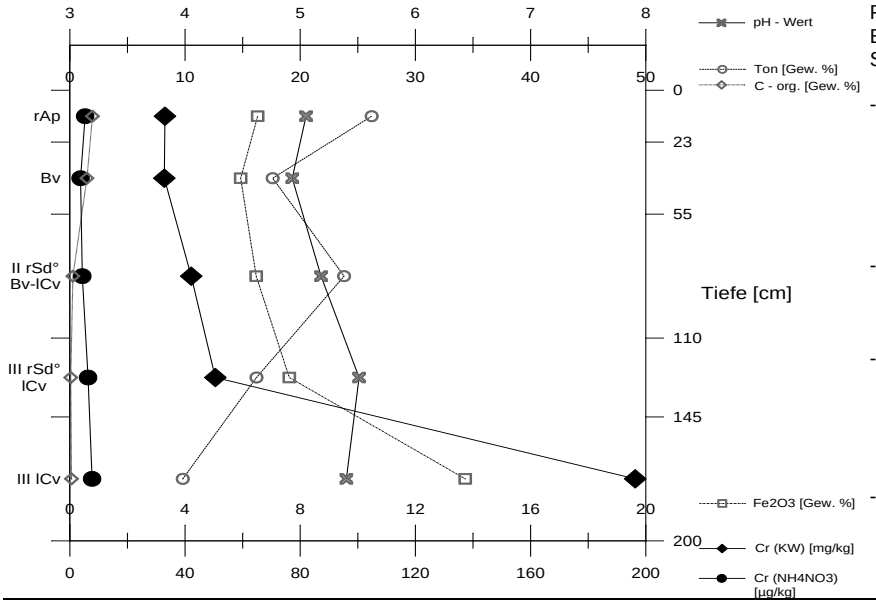
Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	412	103	<0,001	<0,001	**0,049**	0,255	0,658	1,977	1,977
(allgemein))	5413	52	0	0,008	0,026	**0,037**	0,056	0,089	0,298	0,091
Vb (Organische Auflage;	RP	172	32	<0,001	0,021	**0,050**	0,305	0,780	1,977	0,709
(Laubwald))	5413	36	0	0,008	0,024	**0,036**	0,062	0,091	0,298	0,109
Vbn (Organische Auflage;	RP	158	42	<0,001	<0,001	**0,043**	0,201	0,592	1,425	1,425
(Mischwald))	5413	11	0	0,025	0,027	**0,037**	0,054	0,131	0,195	0,088
Vn (Organische Auflage;	RP	68	25	<0,001	<0,001	**0,048**	0,183	0,433	1,163	1,163
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*0,021*	*0,032*	***0,047***	*0,056*	*0,060*	*0,060*	*0,060*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Obwohl in den O-Horizonten der pH-Wert im Mittel 0,8 Einheiten höher liegt als im folgenden Mineralbodenhorizont (siehe auch 4.1.2.) und zudem die Gesamtgehalte niedriger sind, liegt der mittlere Cr_{mob}-Gehalt der organischen Auflagen im Mittel meist etwas über dem des folgenden Mineralbodens. Der Baumbestand und das Substrat des folgenden Mineralbodens beeinflussen den Mobilgehalt nur wenig. Die mittlere Konzentration beträgt 0,04 mg Cr_{mob}/kg und die Ausreißergrenze befindet sich bei 0,09 mg Cr_{mob}/kg. Dies ist sogar günstiger als im Landesdurchschnitt (siehe Tab. 47) und dürfte z.T. wie bei anderen Stoffen durch die flächig erfolgten Bodenschutzkalkungen verursacht sein.
Die relative Verfügbarkeit des Cr liegt im Mittel bei 0,2% und damit um gut das 3-fache höher als im folgenden Mineralbodenhorizont. Die labilere Bindung wird auf das Fehlen mineralischer Bindungsplätze zurückgeführt. Dennoch ist Cr im Vergleich zu den anderen untersuchten Spurenmetalle auch in der organischen Auflage sehr immobil.

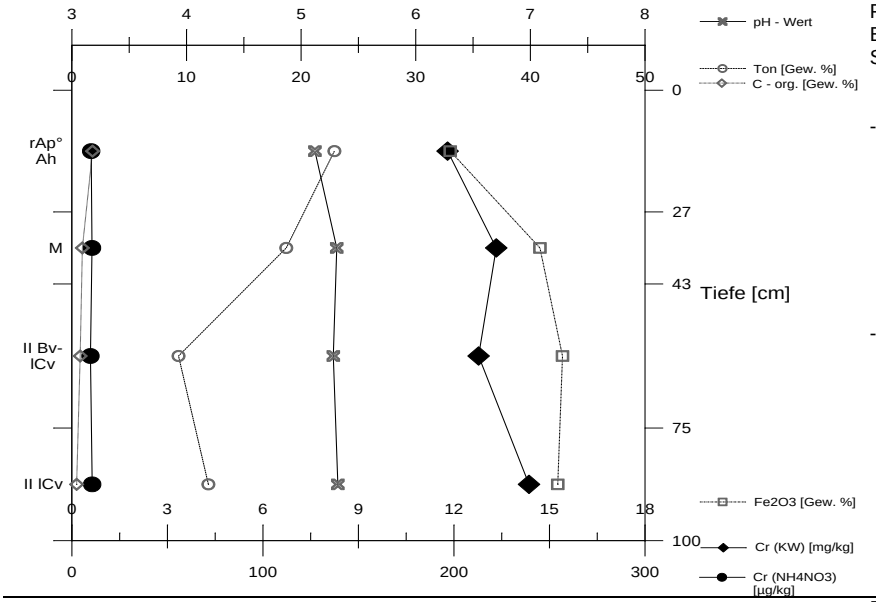
Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite steigen die Cr_{ges}-Gehalte in den Unterböden meist weiter leicht an. Der mittlere Gehalt beträgt in den lösslehmarmen Unterböden 101 mg Cr_{ges}/kg, bei höherem Lösslehmanteil 69 mg Cr_{ges}/kg. Das 90. Perzentil liegt in beiden Fällen etwa doppelt so hoch. Die unterhalb des Unterbodens liegenden Horizonten sind fast immer in lösslehmfreien Substraten entwickelt. Die mittleren Cr_{ges}-Gehalte entsprechen etwa denen der lösslehmarmen Unterböden. Markante Konzentrationssprünge im Bodenprofil sind immer an Schicht- (Substrat-)wechsel gebunden. Auffällige Gehaltsänderungen können in den Profilen 1 und 6 (Abb. 45) betrachtet werden. Besonders hohe Gehalte treten insbesondere in Schichten auf, die aus intensiv verwitterten Gesteinen bestehen. Typisch sind dort Gesamtgehalte von mehr als 100 mg Cr_{ges}/kg. Jeder 10. Horizont aus lösslehm- und tephrenfreien Substraten der basischen Magmatite weist im Unterboden oder –grund mehr als 200 mg Cr_{ges}/kg auf. Dies ist mehr als das 3-fache des Vorsorgewertes der BBodSchV (1999) (siehe unten). Im Extremfall wurden fast 600 mg Cr_{ges}/kg festgestellt.

Der vertikale Verlauf der Cr_{ges}-Konzentration zeigt wie bei den Schwermetallen Kupfer, Nickel und Zink auffallende Parallelen zum Eisengehalt. Die Schichten der zersetzten basischen Magmatite können mit bis zu 15 Gew.% Fe_{ges} außergewöhnlich eisenreich sein. Sie weisen damit höhere Eisengehalte auf als



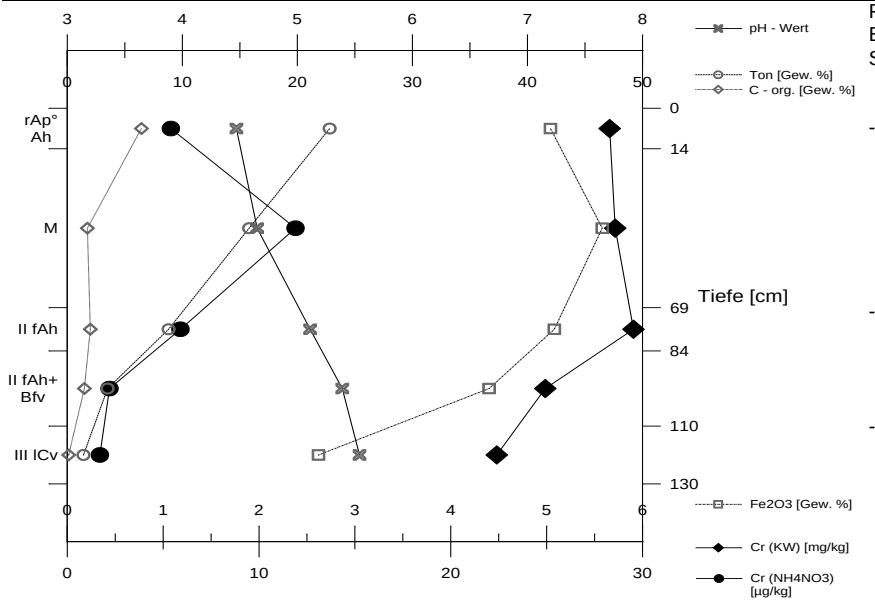
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lößlehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lößlehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

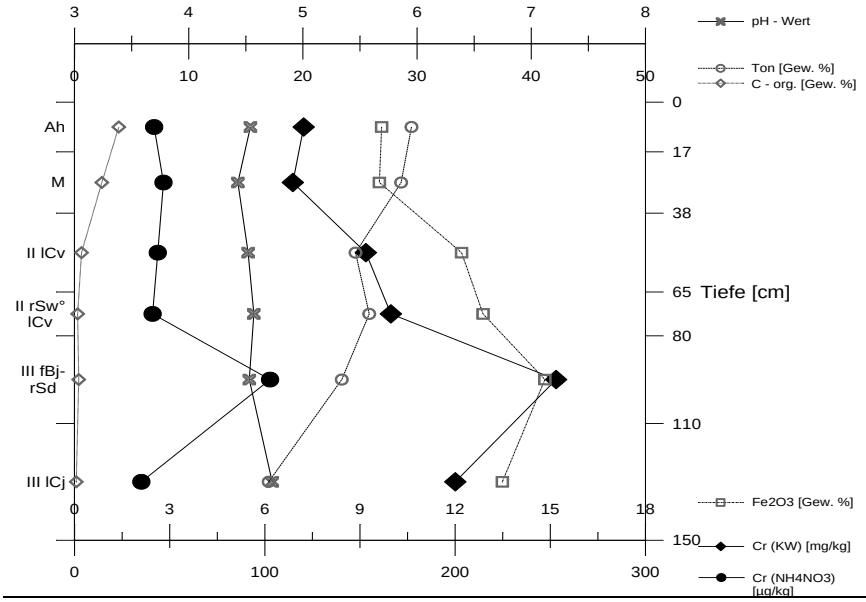
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

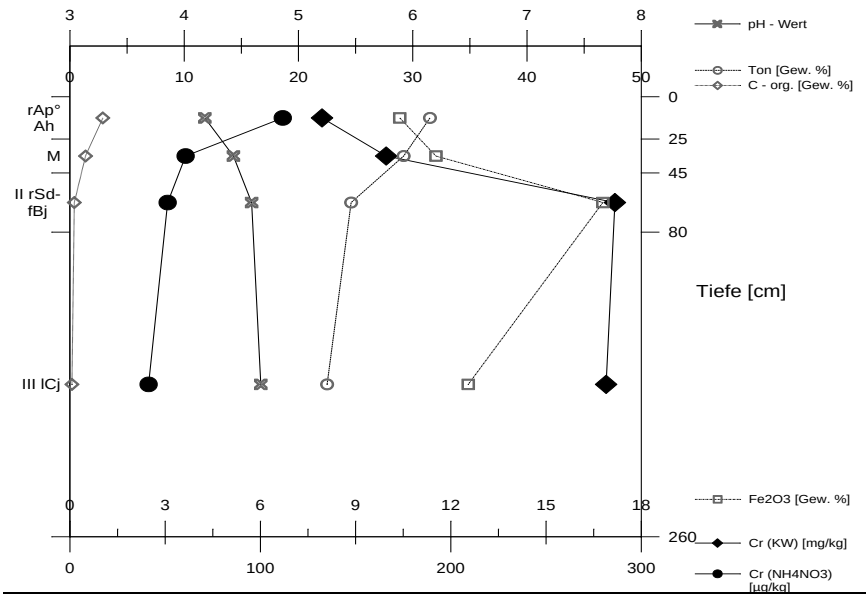
- Solumsediment aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 45 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich



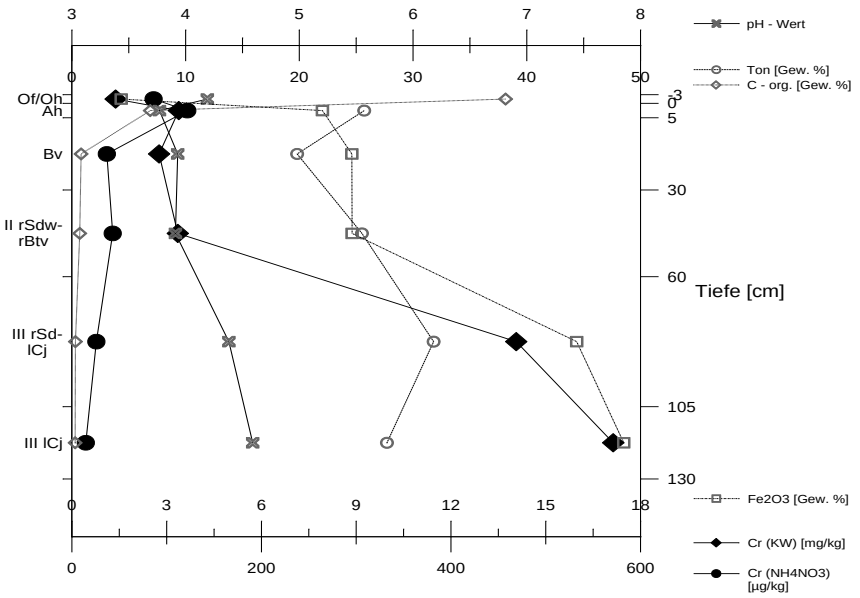
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 45 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich

Tab. 48 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*0*	*0,003*	*0,004*	***0,006***	*0,010*	*0,015*	*0,017*	*0,017*
	5413	2	*5*	*0*	*0,004*	*0,004*	***0,008***	*0,013*	*0,017*	*0,017*	*0,017*
YL	RP	3	38	22	<0,001	<0,001	**<0,001**	0,005	0,009	0,017	0,017
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,001	0,010	**0,014**	0,026	0,056	0,112	0,046
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,005	0,008	**0,014**	0,037	0,063	0,098	0,064
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,005*	*0,010*	***0,014***	*0,017*	*0,048*	*0,051*	*0,017*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,002	0,005	**0,010**	0,019	0,038	0,045	0,037
Au	RP	8	37	22	<0,001	<0,001	**<0,001**	0,020	0,068	0,203	0,203
Al	RP	9	90	43	<0,001	<0,001	**0,005**	0,041	0,131	0,738	0,738
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	62	20	<0,001	<0,001	**0,010**	0,051	0,122	0,372	0,372
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,003	0,007	**0,013**	0,026	0,044	0,067	0,046
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,003	0,010	**0,040**	0,105	0,125	0,134	0,134
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,005*	*0,007*	***0,018***	*0,020*	*0,033*	*0,036*	*0,036*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,005*	*0,007*	***0,016***	*0,066*	*0,108*	*0,108*	*0,108*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,004*	*0,005*	***0,007***	*0,034*	*0,121*	*0,149*	*0,055*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	18	0	0,003	0,013	**0,027**	0,035	0,062	0,128	0,064
	5413	17	12	0	0,003	0,012	**0,021**	0,045	0,083	0,128	0,064

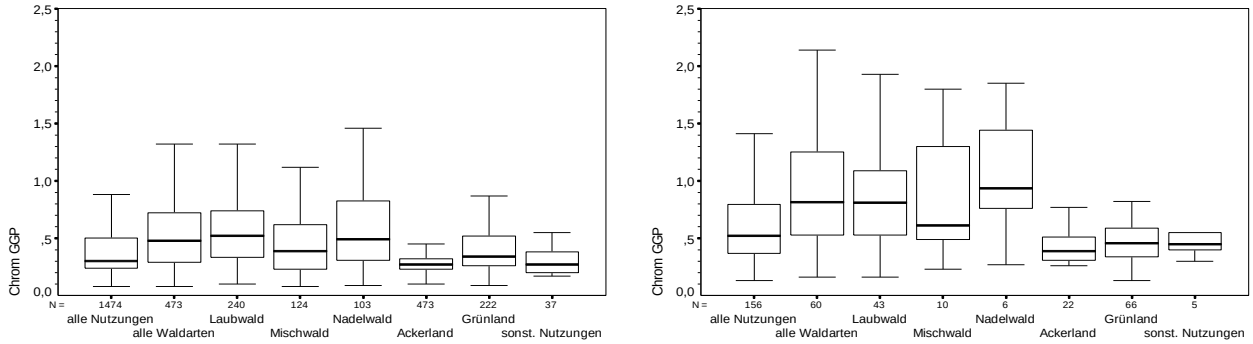
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

unverwitterte Basalte. Es scheint wahrscheinlich, dass sowohl die hohen Eisenwerte als auch die hohen Spurenelementgehalte durch eine residuale Anreicherung während der Basaltverwitterung entstanden sind.

Der vertikale Konzentrationsverlauf der Mobilgehalte wird kaum vom Gesamtgehalt beeinflusst, sondern auch hier steuert der pH-Wert maßgeblich den Mobilanteil. Die erwähnten Konzentrationssprünge beim Gesamtgehalt werden vom Mobilgehalt nicht nachgezeichnet. Selbst bei Gesamtgehalten von mehr als 200 mg Cr_{ges}/kg liegen die Mobilgehalte unter denen der Oberböden. Die relative Verfügbarkeit sinkt dort in den Promillebereich.
Die höchsten Gesamtgehalte im Bodenbildungsbereich sind im Gebiet der basischen Magmatite in den Unterböden, die höchsten Mobilgehalte hingegen in der organischen Auflage bzw. in den Oberböden zu finden.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für die Bodenarten Schluff/Lehm beträgt 60 mg Cr_{ges}/kg. In etwas mehr als 40% der landwirtschaftlich genutzten Böden wird dieser Wert im Untersuchungsraum überschritten. Der mittlere Gehalt in Ackerböden beträgt substratunabhängig 51 mg Cr_{ges}/kg. In den Wäldern sind es sogar etwas mehr als die Hälfte der Oberböden, die mehr als 60 mg Cr_{ges}/kg enthalten, wobei jedoch aufgrund der hohen Humusgehalte der Vorsorgewert meist nicht anwendbar ist. Am häufigsten sind die Überschreitungen verständlicherweise im Gebiet der basischen Magmatite zu verzeichnen. Die Häufigkeit der Überschreitungen ist unabhängig vom Lösslehmgehalt, allerdings überschreiten die lösslehmarmen Substrate der basischen Magmatite deutlicher den Vorsorgewert. In zwei basaltreichen Waldoberböden wurden sogar Gehalte >200 mg Cr_{ges}/kg und in Unterböden/-grund bis zu 570 mg Cr_{ges}/kg festgestellt (siehe auch Abb. 45, Profil 6). Hierbei handelt es sich eindeutig um geogene Ursachen und nicht um anthropogene Belastungen. Weit seltener und geringfügiger liegen die Gehalte in den Oberböden der intermediären Vulkanite und Tephren über dem Vorsorgewert. Selbst in

den an sich Cr-armen Lösslehmen wurden geringe Überschreitungen festgestellt, was auf das Vorhandensein von Lokallösslehmen zurückgeführt wird (siehe auch oben).
In einem der untersuchten Ackerböden wird der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 100 mg Cr_{ges}/kg überschritten und in einem anderen fast erreicht.
Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Bodensickerwasser im Oberboden von 0,13 mg Cr_{mob}/kg wird in 2 Waldoberböden leicht überschritten und in 6% der Fälle annähernd erreicht. Trotz der teilweise hohen Gesamtgehalte in den Unterböden sinken dort die Mobilgehalte überwiegend erheblich ab, so dass in tieferen Profilabschnitten dieser Prüfwert nie erreicht wurde.



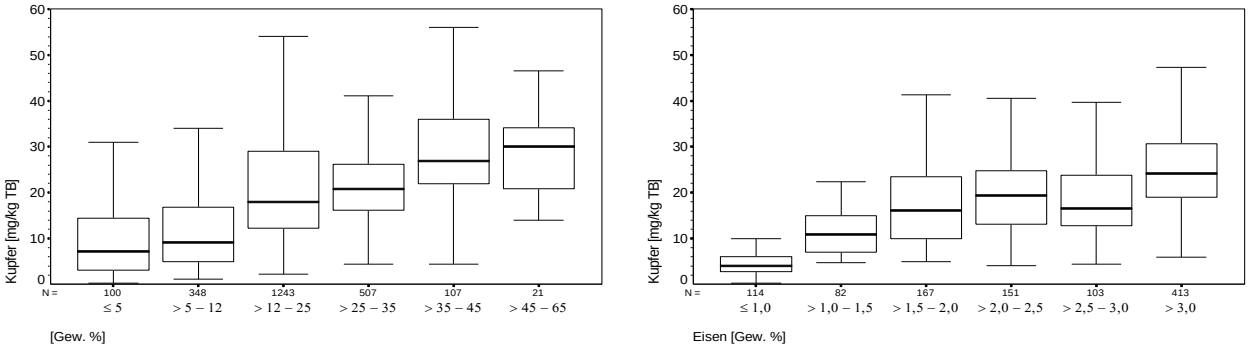
Rheinland-Pfalz Westerburg

Abb. 46 Gewichtetes Gefährdungspotential von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Gegenüber anderen Landesgebieten geht im Untersuchungsraum von Cr ein überdurchschnittliches Gefährdungspotential (GP) aus (siehe Abb. 46). Diese insgesamt etwas ungünstigere Bewertung rufen vor allem die Cr-reichen Böden der basischen Magmatite hervor. Trotz hoher Gesamtgehalte und gerade in Wälder auch leicht überdurchschnittlicher Mobilgehalte, wird aber das sehr hohe GP nirgends erreicht.
Mehr als die Hälfte der Waldoberböden im Gebiet der basischen Magmatite fallen beim gewichteten Gefährdungspotential (GGP, siehe 3.3.2.1.) in die mittlere, etwa 25% in die hohe Gefährdungsklasse. Lösslehmarme und -reichere Standorte unterscheiden sich hierbei nur wenig. Diese gegenüber anderen Substraten relativ ungünstige Einstufung ist die Folge hoher Gesamt- und Mobilgehalte. Obwohl beim GGP die nutzungsbedingt unterschiedliche Mächtigkeit der Horizonte berücksichtigt wird, werden sie aufgrund höherer Gesamtgehalte und vor allem infolge der deutlich höheren Mobilgehalte deutlich ungünstiger bewertet, als die landwirtschaftlich genutzten Böden dieser Substrate. In etwa 30% der Waldoberböden überschreitet der Mobilgehalt den allgemeinen Prüfwert nach PRÜEß (1992) von 0,05 mg Cr_{mob}/kg. Dieser beeinflusst die Einschätzung des von Cr ausgehenden GP sehr stark. Die Ackerböden im Gebiet der basischen Magmatite fallen fast sämtlich in die niedrige Gefährdungskategorie. Etwas ungünstiger werden die Grünlandböden aufgrund der tieferen pH-Werte eingestuft. In knapp 20% der untersuchten Böden geht von Cr ein mittleres, in den übrigen ein geringes Gefährdungspotential aus.
In den Böden der übrigen Substrate liegt das GGP fast ausnahmslos im geringen Bereich. Auch bei ihnen schneiden die Ackerböden deutlich günstiger als die Waldböden ab.

4.2.5. Kupfer

Die den Untersuchungsraum prägenden basischen Magmatite gehören allgemein zu Gesteinen mit hohem lithogenen Kupfer- (Cu-) Gehalt. Während die mittlere Cu-Konzentration in der Erdkruste 50 mg/kg beträgt (EMSLEY 1994), ist in diesen Gesteinen mit Cu-Gehalten von 60-120 mg/kg zu rechnen (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Die intermediären Magmatite und Sedimentgesteine bergen dagegen deutlich geringere lithogene Gehalte. Die auf Blatt Westerburg vorherrschenden Böden aus basischen Magmatiten sind aber vergleichsweise Cu-arm. Zwar weisen sie höhere Gehalte als Böden mit anderen Gesteinskomponenten auf, jedoch enthalten sie weniger Cu als es die Literaturangaben und die hohen Eisengehalte erwarten ließen.
In den meisten Substraten wird der Gesamtgehalt (Cu_{ges}) wie bei Chrom, Nickel und Zink maßgeblich vom Ton- und Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt des Substrats beeinflusst (siehe Abb. 47). Dies bedeutet, dass mit steigendem Eisen- und Tongehalt auch mit höheren Kupfergehalten zu rechnen ist.



Tongehalt Eisengehalt

Abb. 47 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Der Absolutgehalt an NH_4NO_3-extrahierbarem Kupfer (Cu_{mob}) steigt im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente mit dem pH-Wert an (siehe Abb. 48). Dies liegt einerseits am amphoteren Chemismus des Kupfers, andererseits daran, dass zahlreiche Substrate mit hohem Cu_{ges}-Gehalt auch hohe pH-Werte aufweisen. Am niedrigsten ist der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität) im Bereich zwischen pH 5 und pH 6 und steigt sowohl zum sauren als auch zum alkalischen Bereich an. Dieses amphotere Verhalten wird auch in der Literatur beschrieben (z.B. HORNBURG1991,

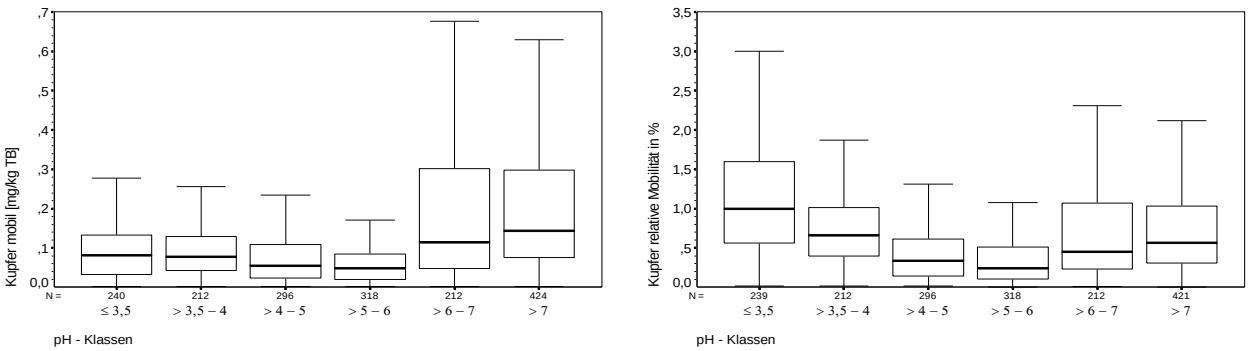


Abb. 48 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

PRÜEß 1994, HAUENSTEIN & BOR 1996). Die in Abb. 48 dargestellten Mediane stehen in sehr gutem Einklang mit dem Regressionsmodell von PRÜEß (1994).

Wie bei anderen Schwermetallen sind es auch beim Kupfer die Substrate der basischen Magmatite, die die höchsten Cu_{ges}-Gehalte aufweisen. Der Unterschied zu anderen Substraten ist aber nicht so stark ausgeprägt wie z.B. bei Chrom, Nickel oder Zink. Selbst die lösslehmarmen bis –freien Substrate der basischen Magmatite bleiben deutlich unter den Erwartungen. Mit durchschnittlich 32 mg Cu_{ges}/kg und einem 90. Perzentil von 56 mg Cu_{ges}/kg liegen die Gesamtgehalte weitgehend unter der mittlere Cu-Konzentration der Erdkruste (siehe oben). Andeutungsweise ist zu erkennen, dass die Substrate der Basalte mehr Cu_{ges} enthalten als die der Basalttuffe. Allerdings fehlt hierfür die statistische Absicherung aufgrund zu geringer Fallzahlen. Signifikante nutzungsbedingte Unterschiede sind nicht festzustellen, vielmehr sind sowohl Mittelwert und Schwankungsbreite bei allen Nutzungsformen annähernd gleich. Gehalte über 71 mg Cu_{ges}/kg werden als Ausreißer angesehen. Mit 216 mg Cu_{ges}/kg wurde eine erhebliche Überschreitung in einem Waldoberboden gemessen. Vermutlich liegen dennoch natürliche Ursachen vor, da an diesem Standort auch sehr hohe Eisen-, Chrom-, Nickel- und Zink-Konzentrationen festgestellt wurden.
Die verdünnende Wirkung von Lösslehm-Beimengungen ist bei den Cu-reicheren Substrate deutlich zu erkennen. Die lösslehmhaltigen bis –reichen Substrate der basischen Magmatite enthalten mit 23 mg Cu_{ges}/kg durchschnittlich ca. 30% weniger Cu. Auch bei ihnen bestehen keine durch die Nutzung hervorgerufenen Unterschiede. Die Ausreißergrenze von 51 mg Cu_{ges}/kg wurde nur in einem Grünlandoberboden mäßig überschritten. Möglicherweise liegt in diesem Fall eine leichte anthropogene Belastung vor.

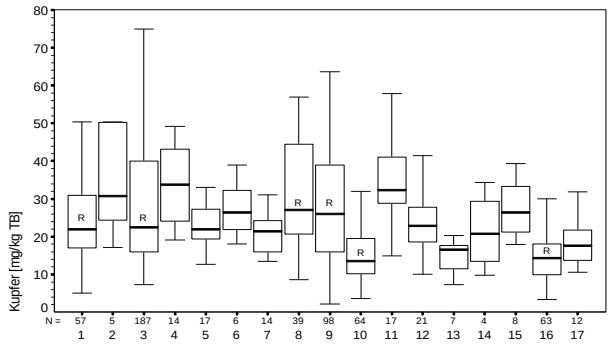


Abb. 49
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

In den übrigen Substraten schwankt der mittlere Cu_{ges}-Gehalt im Oberboden zwischen 10 und 20 mg Cu_{ges}/kg. Besonders Cu-arm sind die lösslehmarmen Böden der intermediären Vulkanite, die im Untersuchungsraum im Mittel 11 mg Cu_{ges}/kg enthalten. In tieferen Profilbereichen sinkt der Gehalt in der Regel sogar deutlich unter 10 mg Cu_{ges}/kg. Die lösslehmreicheren Substrate der intermediären Vulkanite weisen im Mittel 16 mg Cu_{ges}/kg auf. Die Gehalte schwanken nur wenig und mehr als 20 mg Cu_{ges}/kg wurden in keinem Oberboden gemessen.
In den Oberböden der intermediären Tephren sind im Mittel 18 mg Cu_{ges}/kg zu finden, was geringfügig mehr ist als in anderen Landesteilen. Auch in ihnen schwanken die Werte nur relativ wenig um den Mittelwert. In den lösslehmfreien Unterböden sinkt der Gesamtgehalt wie bei den intermediären Vulkaniten ebenfalls meist unter 10 mg Cu_{ges}/kg. Die gefundenen Gehalte entsprechen offensichtlich weitgehend dem geogenen Vorkommen.
Der mittlere Gesamtgehalt von 15 mg Cu_{ges}/kg in den Oberböden der reinen Lösslehme auf Blatt Westerburg gleicht etwa dem landesweiten Wert dieser Substratgruppe.

Tab. 49 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Her-kunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	5,1	17	**22**	32	66	2580	50
	5413	2	*5*	*0*	*17,1*	*23*	***31***	*50*	*50*	*50*	*50*
YL	RP	3	187	0	7,3	16	**22**	41	88	640	76
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	19,1	24	**34**	43	52	74	49
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	12,7	19	**22**	28	47	80	33
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*18,1*	*22*	***26***	*32*	*38*	*39*	*39*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	13,4	16	**21**	24	34	58	31
Au	RP	8	39	0	8,6	21	**27**	45	88	639	57
Al	RP	9	98	0	2,2	16	**26**	39	64	284	64
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	64	0	3,6	10	**14**	20	30	56	32
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	14,9	29	**32**	42	65	216	58
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	10,0	18	**23**	28	34	42	42
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*7,3*	*10*	***17***	*18*	*20*	*20*	*20*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*9,8*	*13*	***21***	*29*	*34*	*34*	*34*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*17,9*	*21*	***26***	*33*	*39*	*39*	*39*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	3,4	10	**14**	19	27	44	31
	5413	17	12	0	10,6	14	**18**	22	28	32	32

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Unter Berücksichtigung der Nutzung bestehen beim Mobilgehalt keine wesentlichen substratbedingten Unterschiede. Der mittlere Mobilgehalt schwankt in den verschiedenen Waldoberböden zwischen 0,06 und 0,10 mg Cu_{mob}/kg. Dies entspricht je nach Substrat einem Anteil am Gesamtgehalt von 0,3-0,6%. Das 90. Perzentil liegt in ihnen substratunabhängig bei 0,23 mg Cu_{mob}/kg. Bei den wenigen Fällen, in denen dieser Wert überschritten wird, handelt es sich fast ausschließlich um lösslehmreiche Oberböden der basischen Magmatite. Sie neigen zu stärkerer Versauerung und damit zu höheren Mobilgehalten als die lösslehmarmen Standorte.

In den landwirtschaftlich genutzten Böden liegen die Mobilgehalte nutzungsbedingt noch niedriger. Bei geringer Schwankungsbreite wurde in Grünlandböden ein mittlerer Mobilgehalt von 0,05-0,06 mg Cu_{mob}/kg festgestellt. In Ackerböden sind es nur 0,01-0,03 mg Cu_{mob}/kg. Die relative Verfügbarkeit liegt damit im Mittel immer unterhalb 0,1%.

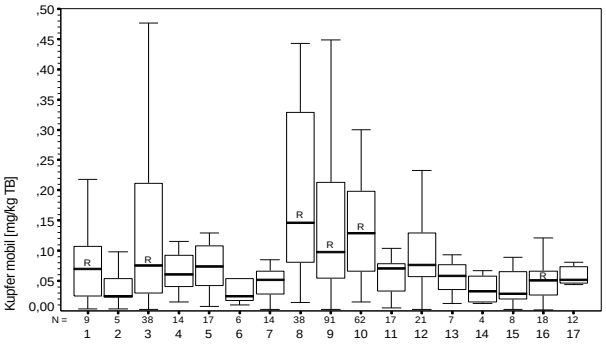
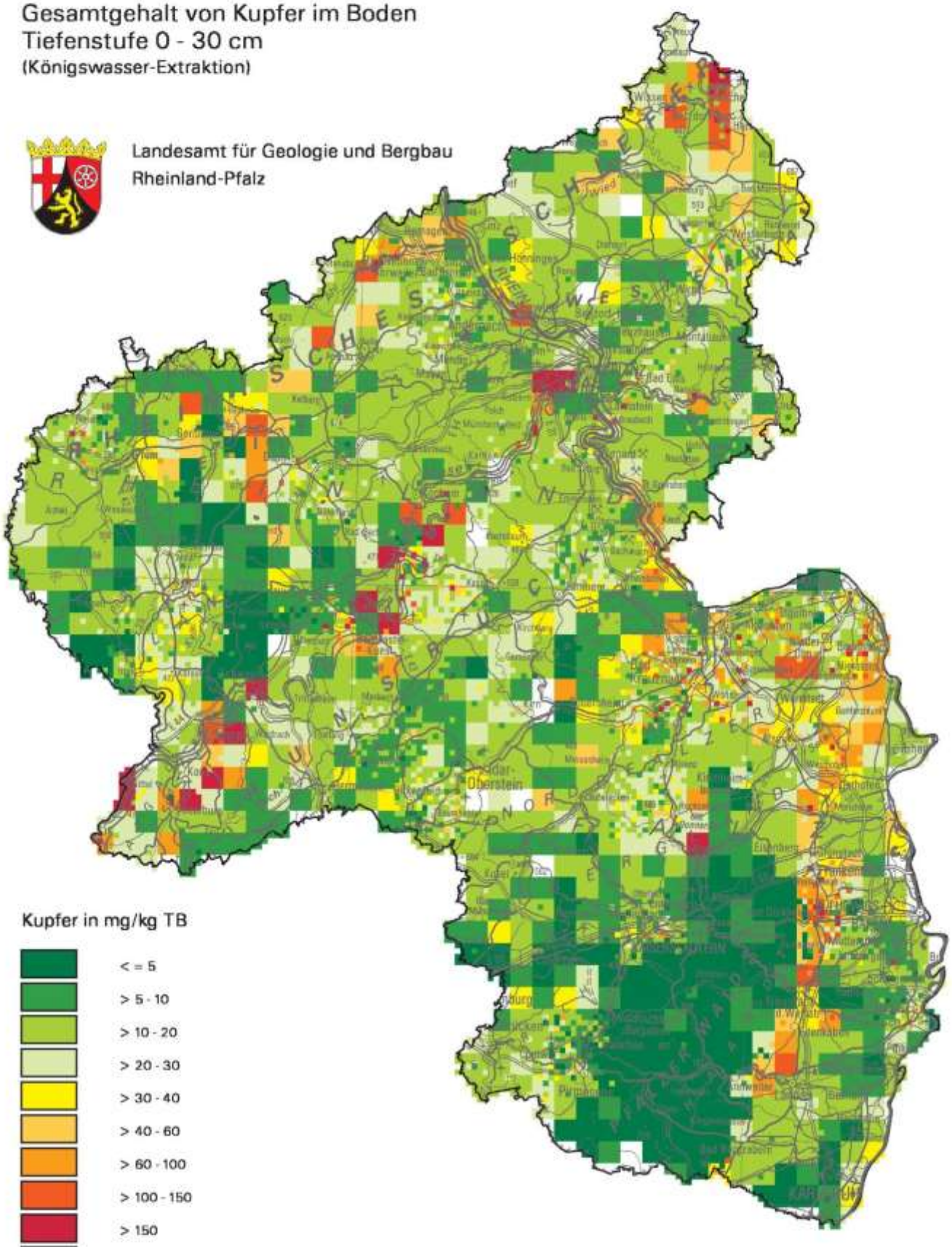


Abb. 50
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Kupfer im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Kupfer in mg/kg TB

- < = 5
- > 5 - 10
- > 10 - 20
- > 20 - 30
- > 30 - 40
- > 40 - 60
- > 60 - 100
- > 100 - 150
- > 150
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

Bodenart	Sand	Lehm/Schluff	Ton
mg/kg TB	20	40	60

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

Tab. 50 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*0*	*0,004*	*0,025*	***0,070***	*0,135*	*134,056*	*223,282*	*0,218*
	5413	2	*5*	*0*	*0,004*	*0,018*	***0,025***	*0,065*	*0,098*	*0,098*	*0,098*
YL	RP	3	38	1	<0,002	0,030	**0,076**	0,211	0,625	1,720	0,477
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,015	0,041	**0,061**	0,092	0,124	0,205	0,115
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,008	0,037	**0,074**	0,112	0,195	0,604	0,212
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,010*	*0,018*	***0,025***	*0,054*	*0,236*	*0,256*	*0,054*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	1	<0,002	0,028	**0,052**	0,066	0,258	1,815	0,085
Au	RP	8	38	0	0,014	0,081	**0,146**	0,329	0,439	1,687	0,443
Al	RP	9	91	1	<0,002	0,055	**0,098**	0,219	0,577	3,594	0,449
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	62	0	0,015	0,066	**0,129**	0,198	0,243	0,879	0,300
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,005	0,031	**0,071**	0,081	0,272	5,554	0,104
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	1	<0,002	0,052	**0,076**	0,143	0,245	0,300	0,264
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,013*	*0,028*	***0,058***	*0,085*	*0,175*	*0,195*	*0,093*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,013*	*0,015*	***0,033***	*0,058*	*0,067*	*0,067*	*0,067*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,003*	*0,020*	***0,029***	*0,065*	*0,180*	*0,219*	*0,089*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	18	0	0,002	0,027	**0,051**	0,066	0,110	0,150	0,121
	5413	17	12	0	0,002	0,046	**0,052**	0,074	0,130	0,150	0,081

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Der Cu_{ges}-Gehalt liegt in den Humusauflagen bei allen Waldarten über dem Landesdurchschnitt (siehe Tab. 51). Dies geht wahrscheinlich jedoch nicht allein auf das überdurchschnittliche Cu-Angebot der Oberböden aus basischen Magmatiten zurück. Trotz substratbedingt unterschiedlicher Gehalte im Oberboden schwanken die mittleren Gesamthalte einheitlich um 19 mg Cu_{ges}/kg, d.h. eine Beziehung zu den Gehalten im Mineralboden ist nicht erkennbar. Während die O-Horizonte im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite weniger Cu enthalten als die folgenden Oberböden, ist dies im Gebiet der intermediären Vulkanite und Tephren umgekehrt. Schon in vorangegangenen Bodenzustandsberichten wurde beobachtet, dass Humusauflagen Cu-armer Gesteine zwar weniger Cu enthalten als die Auflagen Cu-reicher Substrate, aber höhere Cu-Konzentrationen aufweisen als ihre Oberböden. Bei einem höheren Angebot im Oberboden kehren sich diese Verhältnisse um. Vermutlich überlagern sich zwei Faktoren. Zum einen gelangt Cu aus dem Boden über den Bestandsabfall der Bäume in die Humusauflage, andererseits wird Cu auch merklich über atmosphärische Immissionen eingetragen.

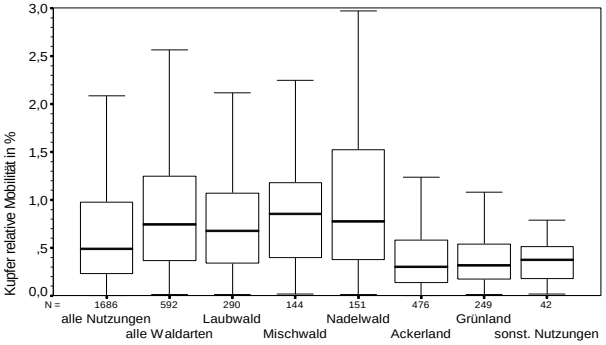


Abb. 51
Relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Tab. 51 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage; (allgemein))	RP	644	0	2,1	10	**14**	18	23	421	31
	5413	52	0	12,1	16	**19**	22	28	43	31
Vb (Organische Auflage; (Laubwald))	RP	176	0	2,2	9	**13**	17	20	31	27
	5413	36	0	12,1	17	**19**	22	26	31	27
Vbn (Organische Auflage; (Mischwald))	RP	158	0	2,5	8	**11**	15	20	45	25
	5413	11	0	12,7	15	**18**	22	37	43	23
Vn (Organische Auflage; (Nadelwald))	RP	70	0	2,1	10	**14**	19	25	37	31
	5413	*5*	*0*	*20,8*	*24*	***26***	*31*	*32*	*32*	*32*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

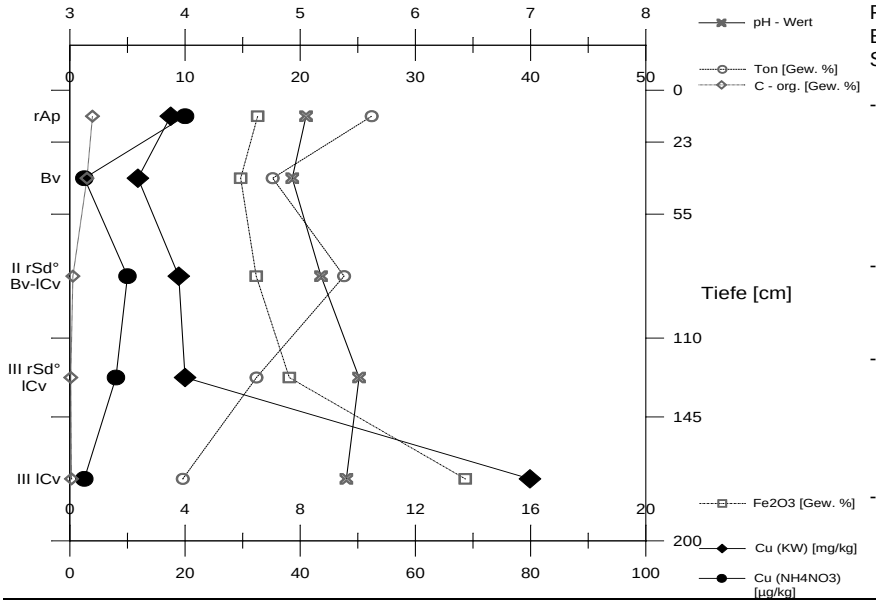
Obwohl der pH-Wert der organischen Auflagen mit pH 4,9 überdurchschnittlich hoch ist und damit auf einem Niveau liegt, in dem bei Mineralboden mit die niedrigste Cu-Mobilität erzielt wird, betragen die mittleren Cu_{mob}-Gehalte im Untersuchungsraum mit 0,33 mg Cu_{mob}/kg das Doppelte des Landesdurchschnitts. Dies entspricht einer relativen Mobilität von knapp 2%. Sie ist damit um das etwa 4-fache höher als im folgenden Waldoberboden. Dies bedeutet, dass Cu in der Humusauflage deutlich labiler als im Mineralboden gebunden ist.

Tab. 52 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage; (allgemein))	RP	412	12	<0,001	0,117	**0,222**	0,362	0,516	3,033	0,706
	5413	52	0	0,036	0,192	**0,333**	0,501	0,673	1,116	0,837
Vb (Organische Auflage; (Laubwald))	RP	172	4	<0,001	0,149	**0,276**	0,425	0,608	1,896	0,837
	5413	36	0	0,036	0,208	**0,403**	0,530	0,676	0,837	0,837
Vbn (Organische Auflage; (Mischwald))	RP	158	5	<0,001	0,091	**0,191**	0,303	0,440	1,202	0,580
	5413	11	0	0,036	0,135	**0,379**	0,476	0,758	1,116	0,520
Vn (Organische Auflage; (Nadelwald))	RP	68	3	<0,001	0,106	**0,209**	0,273	0,359	0,668	0,516
	5413	*5*	*0*	*0,173*	*0,179*	***0,208***	*0,291*	*0,329*	*0,329*	*0,329*

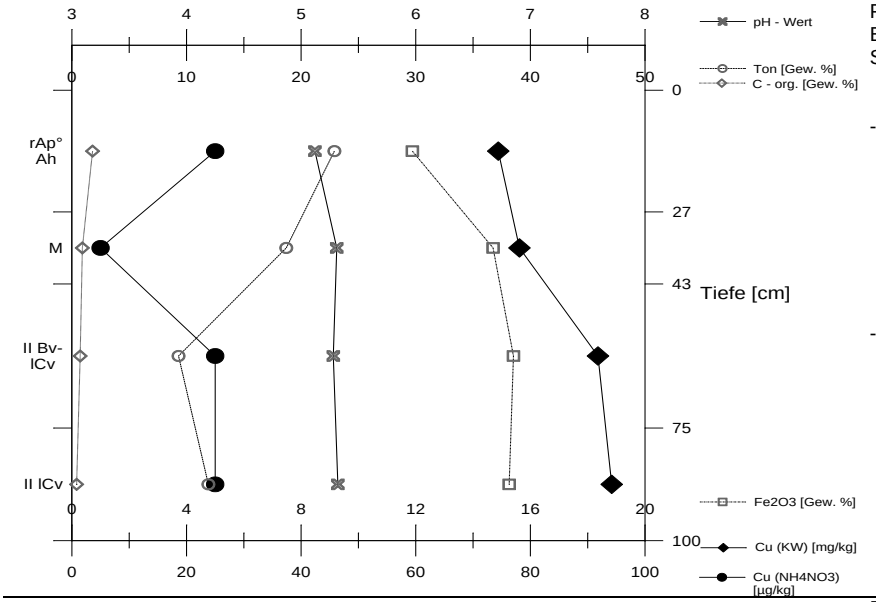
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Ohne Substratwechsel verändert sich der Gesamtgehalt in den Unterböden der basischen Magmatite gegenüber dem Oberboden kaum. Durchschnittlich enthalten die lösslehmarmen Unterböden 35 mg Cu_{ges}/kg und weisen ein 90. Perzentil von 51 mg Cu_{ges}/kg auf. Unterböden mit höherem Lösslehmgehalt sind mit 20 mg Cu_{ges}/kg deutlich Cu-ärmer. (90.P. =35 mg Cu_{ges}/kg). Folgen im Untergrund lösslehmfreie Schichten, die aus saprolitisierten (extrem zersetzte) basischen Magmatiten bestehen, können wie bei Chrom und Nickel erhebliche Konzentrationssprünge auftreten (siehe auch Abb. 52 Profil 1, 5, 6). Auch beim Cu wird dies auf eine residuale Anreicherung während der Basaltverwitterung zurückgeführt. Die Maximalgehalte von fast 100 mg Cu_{ges}/kg werden erst in den tieferliegenden lösslehmfreien Schichten erreicht. Wie bei den obengenannten Schwermetallen bestehen auch beim Cu auffallende Gemeinsamkeiten zum vertikalen Konzentrationsverlauf des Eisens.



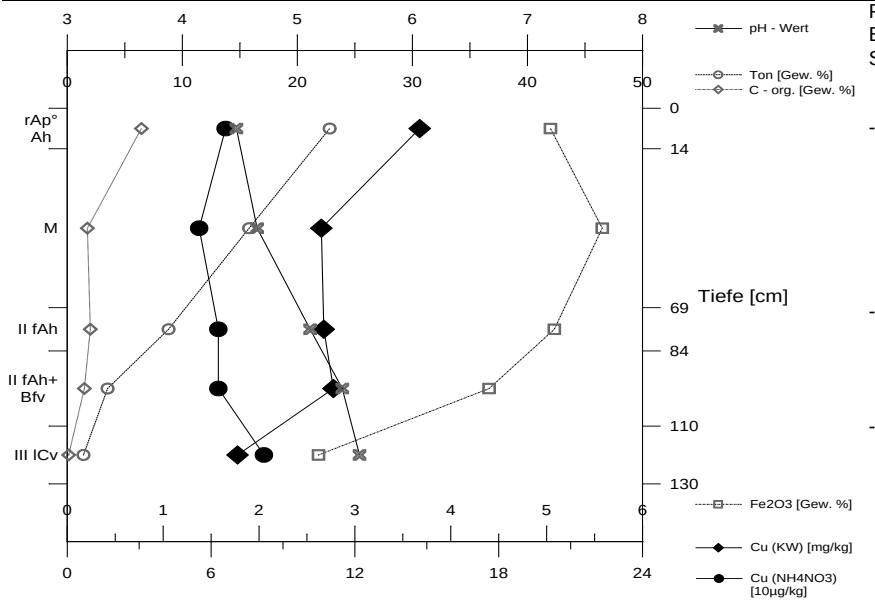
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lößlehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lößlehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

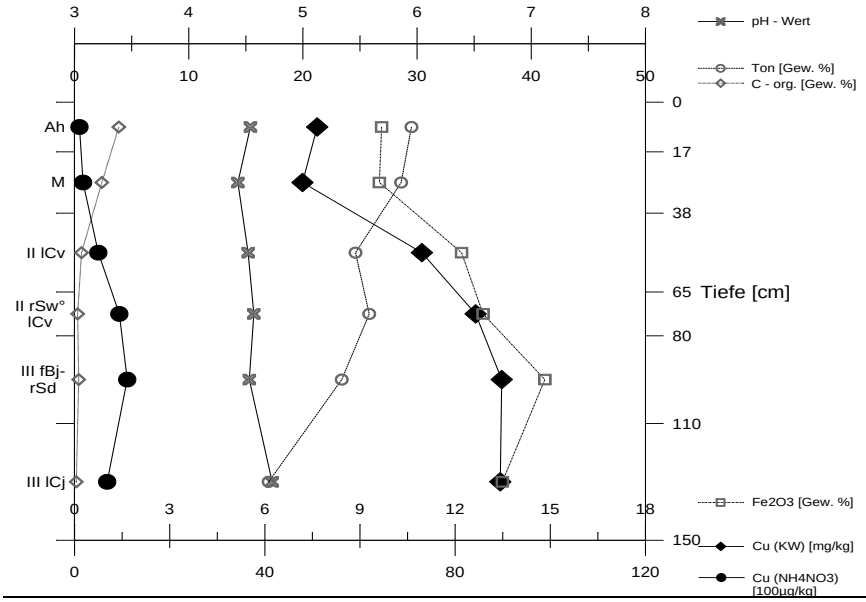
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

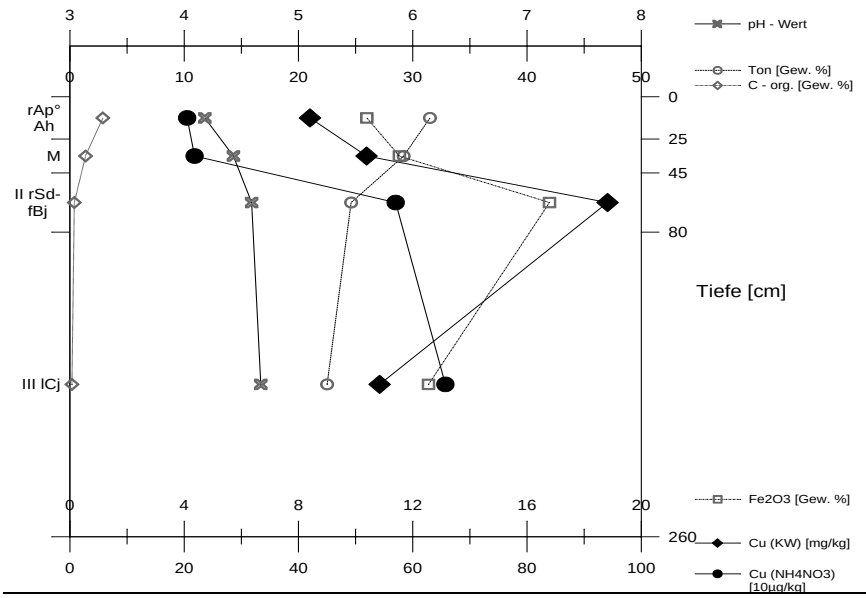
- Solumsediment aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 52 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich



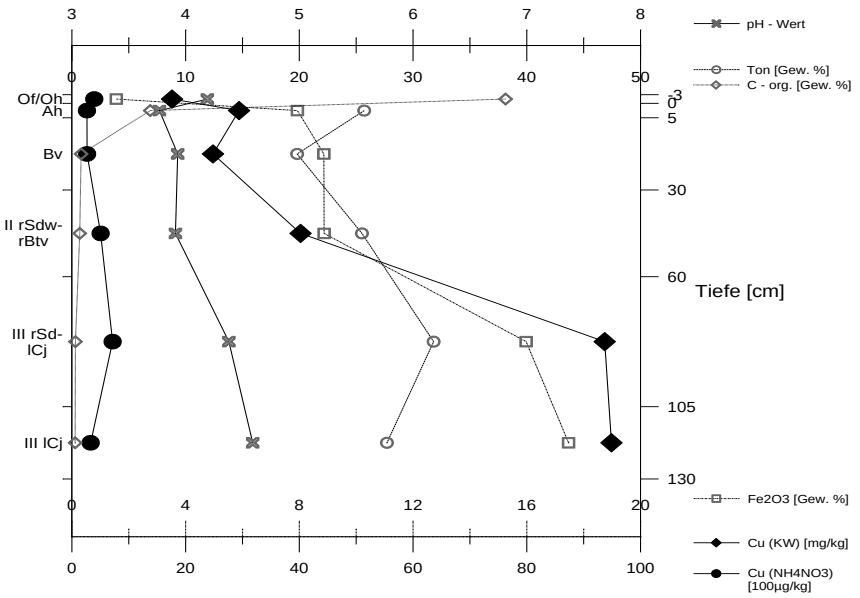
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 52 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich

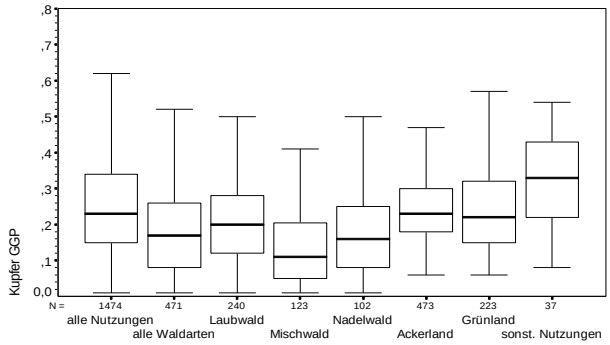
Die Mobilgehalte zeigen in den tieferen Schichten bzw. Horizonten einen schwachen Bezug zum Gesamtgehalt. Dies scheint wie beim Nickel auf die elementspezifisch höhere relative Mobilität zurückzuführen zu sein. Die höchsten Mobilgehalte sind bei pH-Werten < 5 bei gleichzeitig hohen Cu_{ges}-Gehalten zu finden. Bei den lösslehmfreien Schichten der basischen Magmatite führt dies dazu, dass im Mittel zwar ähnlich niedrige Mobilgehalte wie in Ackerböden angetroffen werden, diese aber so stark schwanken, dass im Untergrund mit 0,85 mg Cu_{mob}/kg - abgesehen von den Waldoberböden - das höchste 90. Perzentil aller Horizontgruppen festgestellt wurde.
Die höchsten Gesamtgehalte im Bodenbildungsbereich sind im Untersuchungsraum in den Waldoberböden und den Untergrundhorizonten der lösslehmarmen bis- freien Schichten der basischen Magmatite zu erwarten. Die höchsten Mobilgehalte wurden hingegen in der organischen Auflage der Waldböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite festgestellt.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für Cu beträgt in den überwiegend schluffig/lehmigen Böden 40 mg Cu_{ges}/kg. In 12% der untersuchten Oberböden wurden Gehalte oberhalb dieses Wertes gefunden. Fast ausnahmslos handelt es sich hierbei um Böden der basaltreichen Substrate. Bei dieser Substratgruppe ist es fast jeder 4. Oberboden, der ≥40 mg Cu_{ges}/kg enthält. Dies betrifft alle Nutzungen ähnlich häufig. Die Überschreitungen sind aber meist geringfügig. Nur in einem Waldoberboden wird der Vorsorgewert um mehr als das 5-fache überschritten. Dies ist auch der Standort, der sehr hohe Chrom- und Nickelgehalte aufweist. In den tieferliegenden lösslehmfreien Horizonten der Basaltgebiete steigt der Cu_{ges}-Gehalt häufig weiter an. Gerade in den Unterböden der intensiv verwitterten Basalten sind Gehalte zwischen 60 und 100 mg Cu_{ges}/kg die Regel.

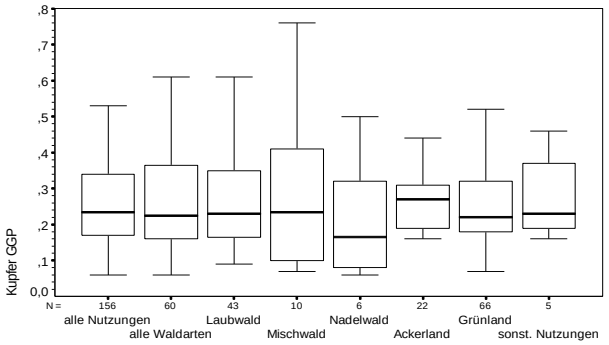
Trotz der überdurchschnittlichen Cu_{ges}-Gehalte im Gebiet der basischen Magmatite ist die Aufbringung von Klärschlamm, aufgrund von Gehalten von mehr als 60 mg Cu_{ges}/kg, nur bei einem Ackerboden gemäß der AbfKlärV (1992) unzulässig.

Wie oben erwähnt liegen die Mobilgehalte in den Oberböden des Untersuchungsraums meist erheblich unterhalb des strengsten Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,8 mg Cu_{mob}/kg. 98% der Oberböden weisen weniger als die Hälfte des Prüfwertes auf. In zwei Waldoberböden wurden deutlich Überschreitungen festgestellt. Bei starkem vertikalen Anstieg des Gesamtgehalts können örtlich auch im Unterboden Werte von knapp über 0,8 mg Cu_{mob}/kg auftreten.
Der Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze auf Ackerbauflächen von 1 mg Cu_{mob}/kg wird daher in den Ackerböden ebenfalls immer erheblich unterschritten.

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) zeigt im Untersuchungsgebiet bei allen Substraten und Nutzungen niedrige Werte und eine geringe Varianz. 61% aller untersuchten landwirtschaftlich genutzten Böden fallen in die geringe, 36% sogar in die sehr geringe Gefährdungsklasse. Verständlicherweise schneiden die Substrate mit einem hohen Gehalt an basischen Magmatite etwas ungünstiger ab als die Substrate mit hohem Lösslehmgehalt und/oder intermediären Magmatiten.
Nach Quecksilber und Arsen weist von den untersuchten Spurenmetallen Cu in den Waldböden das günstigste GGP auf. Die Bewertung deckt sich fast mit den Ergebnissen der landwirtschaftlich genutzten Böden. Zwar sind die Mobilgehalte in den Waldböden aufgrund der tieferen pH-Werte etwas höher, aber die Gesamtgehalte unterscheiden sich innerhalb der Substrate nutzungsbedingt kaum. Hinzu kommt,



Rheinland-Pfalz



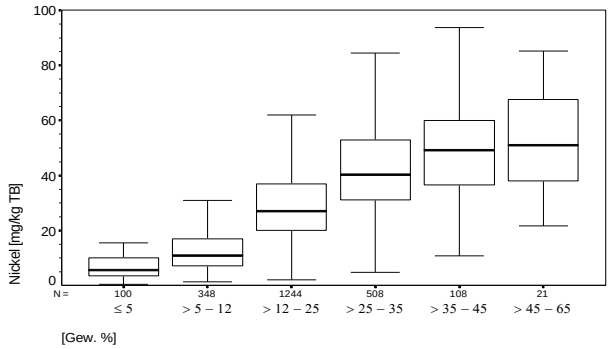
Westerburg

Abb. 53 Gewichtetes Gefährdungspotential von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

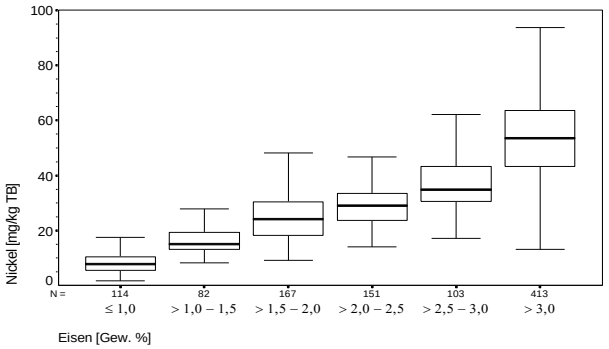
dass in fast der Hälfte der Waldoberböden der pH-Wert knapp über 4 liegt, also sich in einem Bereich befindet, indem Cu noch vergleichsweise immobil ist (siehe Abb. 48). Daher treten Überschreitungen des allgemeinen Prüfwerts für Mobilgehalte (PRÜEß 1992) von 0,8 mg Cu_{mob}/kg fast nie auf. GP und GGP unterscheiden sich praktisch nicht, d.h. dass innerhalb der oberen 30 cm Gesamt- und Mobilgehalt auch in den Waldböden nur wenig variieren.

4.2.6. Nickel

Basische Magmatite gehören mit typischen Nickel (Ni)-Gehalten von 130-160 mg Ni_{ges}/kg zu den Ni-reichen Gesteinen. Die ebenfalls im Untersuchungsraum vorkommenden intermediären Magmatite enthalten hingegen durchschnittlich nur 5-55 mg Ni_{ges}/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Die Ni-Gehalte im Boden werden maßgeblich von der Konzentration im Ausgangssubstrat bestimmt. Es besteht wie beim Chrom eine enge geochemische Affinität zum Eisen, so dass der geogene Ni_{ges}-Gehalt mit steigendem Fe-Gehalt zunimmt. Eine ausgeprägte Abhängigkeit ist ebenfalls zum Tongehalt zu beobachten (siehe Abb. 54).



Tongehalt



Eisengehalt

Abb. 54 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Die Mobilgehalte von Nickel (Ni_{mob}) als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt zeigen ein dem Blei vergleichbares Verhalten. Oberhalb pH 5 ist Ni weitgehend immobil. Die relative Mobilität liegt dann

deutlich unter 1%. Erst bei niedrigeren pH-Werten steigt sowohl der absolute als auch der relative Anteil an Ni_{mob} deutlich an (siehe Abb. 55). Sinken die pH-Werte unter 3,5, sind im Mittel etwa 5% des Gesamtgehaltes labil gebunden.

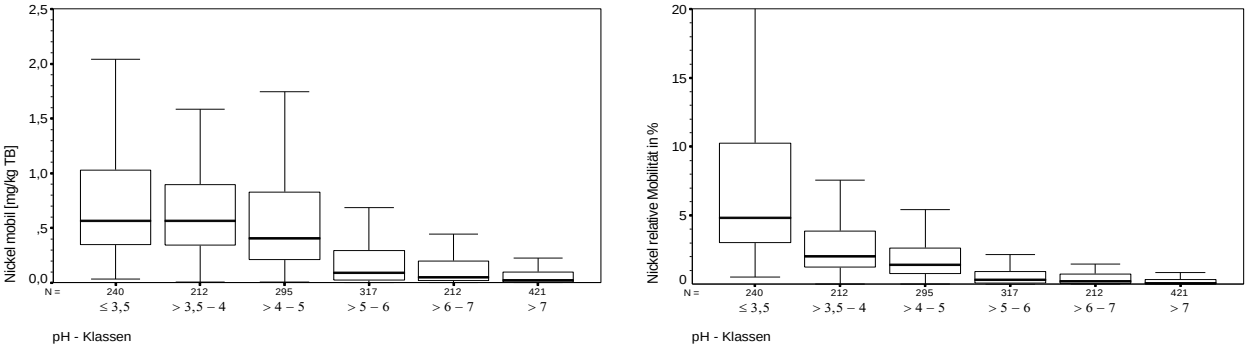


Abb. 55 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Die räumliche Verteilung der Ni_{ges}-Gehalte im Oberboden (siehe Kartenanlage) zeigt deutlich die Abhängigkeit von der petrographischen Zusammensetzung der Substrate. In weiten Teilen des Untersuchungsgebietes dominieren mittlere Gesamtgehalte von mehr als 40-50 mg Ni_{ges}/kg. Dies deckt sich mit den Vorkommen basischer Magmatite im Substrat. Bei geringem bis fehlendem Lösslehmgehalt sind im Oberboden durchschnittlich 57 mg Ni_{ges}/kg zu finden, während bei höherem Lösslehmanteil der Mittelwert bei 51 mg/kg liegt. Die Unterschiede sind wie beim Chrom dann etwas deutlicher, wenn zusätzlich die Nutzung berücksichtigt wird. Auch beim Ni enthalten sowohl die lösslehmärmeren als auch die –reicheren Waldoberböden mehr Ni als die landwirtschaftlich genutzten Böden. In den Waldoberböden wurde ein Median von 67 bzw. 57 mg Ni_{ges}/kg bestimmt. Das 90. Perzentil befindet sich bei 163 bzw. 105 mg Ni_{ges}/kg. Die Grünlandböden enthalten etwas weniger, die Ackerböden deutlich weniger Ni_{ges}. In letzteren wurden bei niedrigem Lösslehmanteil durchschnittlich 48 mg Ni_{ges}/kg gefunden. Enthalten die Substrate der basischen Magmatite mehr Lösslehm, sind es „nur“ 42 mg Ni_{ges}/kg. Dies hat aber - wie beim Chrom - höchstwahrscheinlich keine anthropogenen Ursachen, sondern liegt im unterschiedlichen Tongehalt begründet. In diesem niederschlagsreichen Gebiet sind die tonärmeren Böden sicherlich für die ackerbauliche Nutzung besser geeignet. So liegt der mittlere Tongehalt, sowohl der lösslehmarmen als auch der lösslehmreichen Ackerböden, mit ca. 20 Gew.% etwa. 5 Gew.% niedriger als bei den übrigen Nutzungsformen. Da der Tongehalt deutlich den Ni_{ges}-Gehalt beeinflusst (siehe oben), kann dies die nutzungsbedingten Unterschiede erklären.

In Tab. 53 ist ferner auffallend, dass die Solumsedimente (Uu; Ul) deutlich mehr Ni_{ges} enthalten als die in situ liegenden periglazialen Lagen. In den lösslehmarmen Solumsedimenten der basischen Magma-

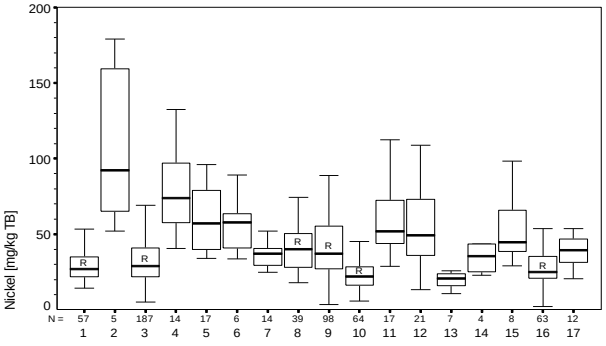
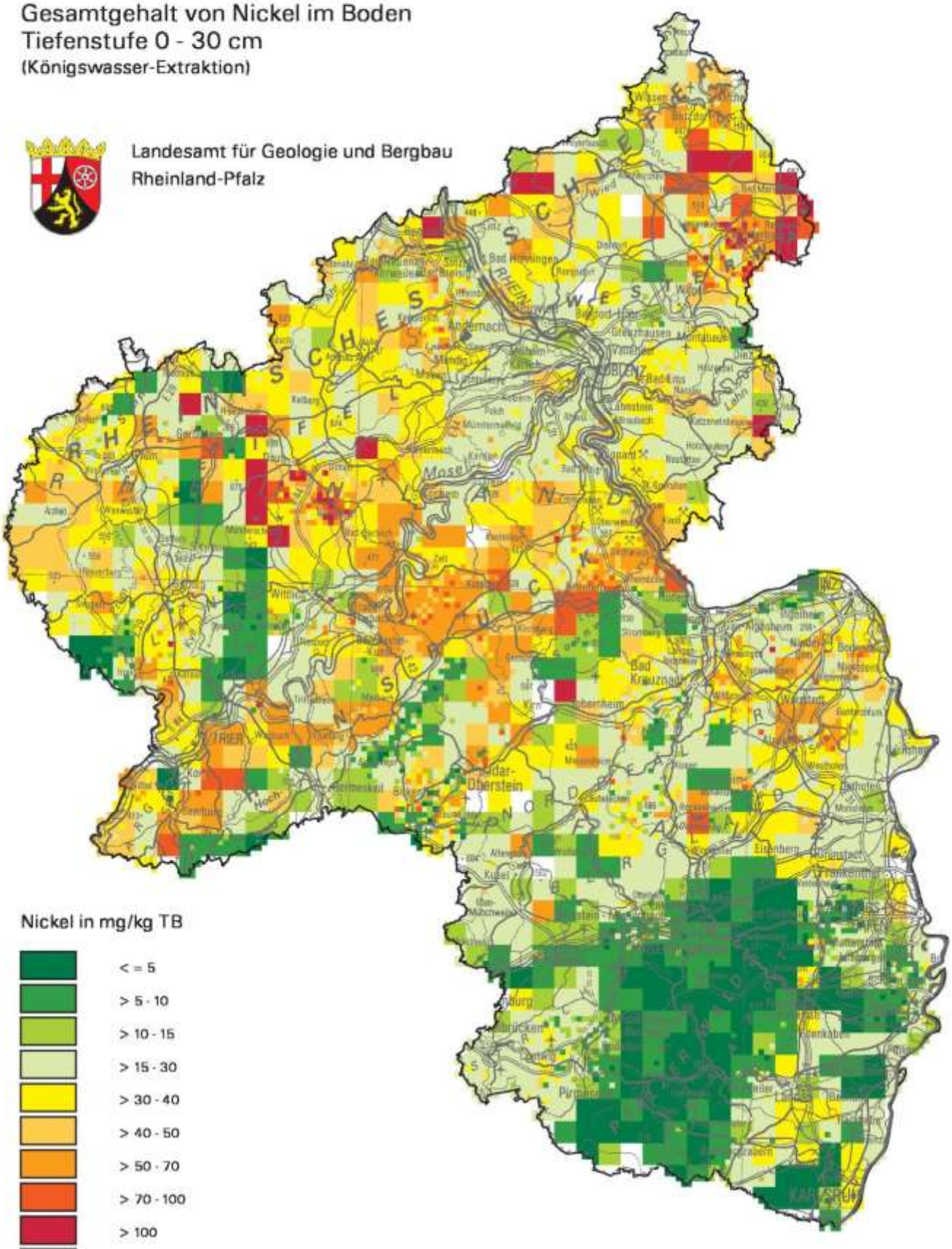


Abb. 56 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Nickel im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Nickel in mg/kg TB

	< = 5
	> 5 - 10
	> 10 - 15
	> 15 - 30
	> 30 - 40
	> 40 - 50
	> 50 - 70
	> 70 - 100
	> 100
	Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

Bodenart	Sand	Lehm/Schluff	Ton
mg/kg TB	15	50	70

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

Tab. 53 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	14,3	22	**27**	36	52	179	54
	5413	2	*5*	*0*	*52,1*	*62*	***92***	*164*	*179*	*179*	*179*
YL	RP	3	187	0	5,0	22	**29**	41	51	69	69
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	40,7	58	**74**	97	138	184	132
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	33,9	40	**57**	81	96	148	96
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*33,5*	*41*	***58***	*64*	*87*	*89*	*89*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	24,7	29	**37**	40	48	52	52
Au	RP	8	39	0	18,0	28	**40**	51	65	75	75
Al	RP	9	98	0	3,5	27	**37**	55	68	89	89
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	64	0	5,6	16	**22**	29	40	69	45
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	28,8	43	**52**	76	149	185	112
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	13,2	35	**49**	74	95	109	109
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*10,8*	*14*	***21***	*25*	*67*	*77*	*26*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*22,8*	*25*	***35***	*44*	*44*	*44*	*44*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*28,9*	*38*	***45***	*66*	*93*	*98*	*98*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	2,0	21	**25**	36	49	100	54
	5413	17	12	0	20,5	31	**39**	47	67	99	54

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

tite findet man 74 mg Ni_{ges}/kg, während die periglazialen Lagen 52 mg Ni_{ges}/kg aufweisen. Auf niedrigerem Niveau verhalten sich die lösslehmreicheren Substrate der basischen Magmatite vergleichbar. Ursache hierfür ist, dass bei den Solumsedimenten Ackerböden praktisch nicht vertreten sind, sondern nur Grünland- und Waldböden. Die Unterschiede werden daher nicht durch die Umlagerung des Oberbodens, sondern von der Nutzungsverteilung hervorgerufen.
Im Untersuchungsgebiet ist eine auffallende Häufung überdurchschnittlicher Ni_{ges}-Gehalte im östlichen Blattbereich zu beobachten (siehe Kartenanlage). Östlich des Rechtswerts 3424000 – was grob der Blattmitte entspricht - enthalten die lösslehmarmen Waldoberböden der basischen Magmatite 100 mg Ni_{ges}/kg. Bei höherem Lösslehmanteil sind es 87 mg Ni_{ges}/kg. Westlich dieser Linie sind in den Waldoberböden unabhängig vom Lösslehmanteil durchschnittlich nur noch 42 mg Ni_{ges}/kg zu finden. Zwar ist die statistische Absicherung dieser Angaben durch relativ geringe Fallzahlen ungünstig, aber die Tendenz ist eindeutig. Zudem stellt sich die Situation bei den Grünlandböden grundsätzlich ähnlich dar. Es wird davon ausgegangen, dass die basischen Magmatite im östlichen Blattteil einen höheren lithogenen Ni_{ges}-Gehalt besitzen, da die Böden sich in ihrem Eisen- und Tongehalt räumlich nicht signifikant unterscheiden.

Am nordwestlichen Blattrand und inselartig im gesamten Untersuchungsgebiet treten Flächen mit deutlich niedrigeren Gesamtgehalten auf. Dies sind die Verbreitungsgebiete der intermediären Vulkanite und Tephren, sowie der Lösslehme und kleinere Vorkommen der devonischen Sandsteine. Sie heben sich deutlich von den Substraten der basischen Magmatite ab. Die geringsten Ni_{ges}-Gehalte weisen die lösslehmhaltigen bis -reichen Oberböden der intermediären Vulkanite mit durchschnittlich 21 mg Ni_{ges}/kg auf. Die Lösslehme auf Blatt Westerburg sind mit 27 mg Ni_{ges}/kg etwas Ni-reicher als im Landesdurchschnitt, was wie beim Chrom auf die Anwesenheit von Lokallösslehmen zurückgeführt wird. Auch die lösslehmreichen Substrate der intermediären Tephren sind im Oberboden Ni-reicher als in anderen Landesgebieten. Im Untersuchungsraum wurden durchschnittlich 38 mg Ni_{ges}/kg festgestellt, während

dies landesweit nur 25 mg Ni_{ges}/kg sind. Vermutlich führen Lokallösslehme und untergeordnete Beimengungen an basischen Magmatiten zu diesem überdurchschnittlichen Ergebnis.

Die höchsten Gesamtgehalte in Oberböden des Untersuchungsraums wurden in den schluffigen anthropogenen Substraten der Siedlungsflächen mit Gehalten von 52 bis 179 mg Ni_{ges}/kg gefunden. Allerdings sind diese Werte aufgrund zu geringer Fallzahl statistisch nicht abgesichert, auch ist die Ursache für diese hohen Werte unklar.

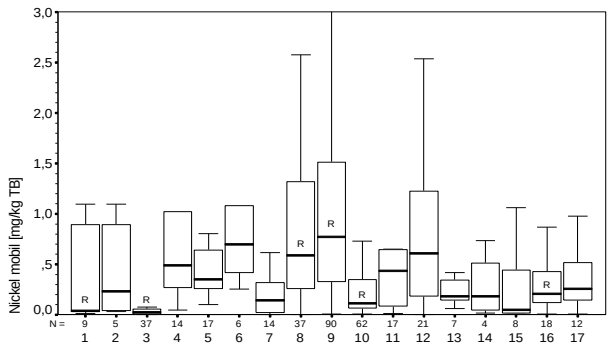


Abb. 57
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Wie schon bei anderen Schwermetallen beobachtet werden die Mobilgehalte maßgeblich durch den pH-Wert und nicht vom Gesamtangebot bestimmt. Daher hat die Nutzung einen weit größeren Einfluss als das Substrat. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite weisen die Oberböden einen mittleren Mobilgehalt von 0,61 mg Ni_{mob}/kg auf. In den basaltreichen Oberböden liegt der Mittelwert geringfügig darüber, in den basaltarmen Oberböden entsprechend etwas darunter. Dies entspricht einer mittleren Verfügbarkeit von 0,9 bzw.1,2% am Gesamtgehalt. Letztendlich besitzen die Mittelwerte hier aber wenig

Tab. 54 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*0*	*0,013*	*0,032*	***0,040***	*0,944*	*2,960*	*4,203*	*1,095*
	5413	2	*5*	*0*	*0,030*	*0,037*	***0,231***	*0,944*	*1,095*	*1,095*	*1,095*
YL	RP	3	37	16	<0,005	<0,005	**0,013**	0,063	0,585	2,691	2,691
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,047	0,271	**0,492**	1,024	4,074	6,756	1,024
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,014	0,079	**0,437**	0,646	1,423	2,099	0,650
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,256*	*0,416*	***0,700***	*1,083*	*3,546*	*3,820*	*1,083*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	2	<0,005	0,021	**0,146**	0,318	0,435	0,615	0,615
Au	RP	8	37	3	<0,005	0,241	**0,589**	1,349	2,224	4,893	2,578
Al	RP	9	90	0	0,007	0,328	**0,772**	1,511	2,437	7,795	3,143
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	62	6	<0,005	0,066	**0,113**	0,350	0,647	1,842	0,730
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,014	0,079	**0,437**	0,646	1,423	2,099	0,650
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	1	<0,005	0,164	**0,608**	1,232	2,402	4,477	2,539
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,064*	*0,130*	***0,182***	*0,381*	*0,673*	*0,737*	*0,737*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,018*	*0,046*	***0,183***	*0,514*	*0,736*	*0,736*	*0,736*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,017*	*0,020*	***0,048***	*0,442*	*0,899*	*1,060*	*1,060*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	18	0	0,007	0,121	**0,206**	0,430	0,790	0,980	0,868
	5413	17	12	0	0,007	0,147	**0,256**	0,519	0,902	0,980	0,980

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Aussagekraft, da die Mobilgehalte in den Waldböden in Abhängigkeit vom pH-Wert und nachgeordnet vom Gesamtgehalt in einem extrem weiten Bereich schwanken. Die Spanne reicht von 0,003 –3,82 mg Ni_{mob}/kg. Sicherlich haben Bodenschutzkalkungen einen außerordentlich hohen Einfluss auf den labil gebundenen Anteil in den Waldböden.
In den übrigen Substratgruppen liegen die mittleren Mobilgehalte in den Waldböden unter denen der Basalte, jedoch treten auch hier starke Schwankungen auf.

In den Grünlandböden wurde ein substratunabhängiger Mittelwert von 0,26 mg Ni_{mob}/kg und eine relative Verfügbarkeit von 0,7% festgestellt. In den basalthaltigen Substraten dieser Bodennutzung liegen die absoluten Mobilgehalte im Mittel um mehr als 50% höher, die tephrenarmen Substrate und die Lösslehme weisen durchschnittlich hingegen deutlich niedrigere Mobilgehalte auf. Allerdings ist wie bei den Waldoberböden der Mittelwert nur wenig aussagekräftig, da auch hier durch unterschiedlich intensiv erfolgte Kalkungen die Werte in einem äußerst weiten Bereich variieren. In den basalthaltigen Grünlandböden wurden Mobilgehalte von 0,05 bis 6,8 mg Ni_{mob}/kg angetroffen, so dass ein typischer Gehalt kaum zu definieren ist.

Die Ackerböden auf Blatt Westerburg weisen substratunabhängig einen mittleren Mobilgehalt von 0,06 mg Ni_{mob}/kg auf. Substratbedingte Unterschiede sind aufgrund der bei dieser Nutzungsform verhältnismäßig hohen pH-Werte nicht festzustellen. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Bodennutzungen schwanken die Gehalte nur zwischen 0,01 und 0,45 mg Ni_{mob}/kg.

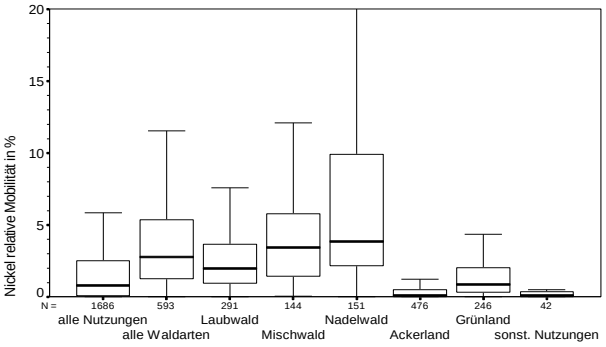


Abb. 58
Relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Die Ni_{ges}-Gehalte in der organischen Auflage der Waldböden liegen in der Gesamtheit leicht über dem Landesdurchschnitt. Es zeigt sich, dass sie von den Ni_{ges}-Gehalten im darunter folgenden Mineralboden kaum beeinflusst sind. Im Gebiet der basischen Magmatite enthalten die O-Horizonte im Mittel 17 mg Ni_{ges}/kg. Die im Oberboden je nach Lösslehmanteil erheblich schwankenden Gesamtgehalte spiegeln sich nicht in deren Humusauflagen wider. Die Gehalte in den O-Lagen variieren im Gebiet der basischen Magmatite allerdings sehr stark. Es wurde eine Spanne von 2 bis 67 mg Ni_{ges}/kg festgestellt. Fast identische Werte wurde in den Humusauflagen der intermediären Tephren mit hohem Lösslehmanteil gefunden. Lediglich im Gebiet der intermediären Vulkanite scheinen die organischen Auflagen deutlich Niärmer zu sein. Hier wurde ein statistisch nicht abgesicherter Mittelwert von 10 mg Ni_{ges}/kg festgestellt.

Anders als beim Gesamtgehalt liegen die Mobilgehalte in der organischen Auflage deutlich unter dem Landesdurchschnitt. Hier zeigt sich wiederum der maßgebliche Einfluss des pH-Wertes auf die Höhe des Mobilgehaltes. Obwohl sie die höchsten Gesamtgehalte aufweisen, sind die Mobilgehalte in den organischen Auflagen im Gebiet der lösslehmarmen basischen Magmatite und der lösslehmhaltigen

Tab. 55 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	646	0	<0,1	9	**12**	18	27	122	32
(allgemein))	5413	52	0	1,6	10	**15**	22	36	67	37
Vb (Organische Auflage;	RP	177	0	<0,1	8	**12**	19	27	122	35
(Laubwald))	5413	36	0	1,6	11	**16**	21	28	37	35
Vbn (Organische Auflage;	RP	159	0	2,1	9	**11**	17	27	120	29
(Mischwald))	5413	11	0	8,0	10	**15**	35	66	67	67
Vn (Organische Auflage;	RP	70	0	3,7	9	**12**	16	26	67	27
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*5,9*	*9*	***11***	*38*	*67*	*67*	*67*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

intermediären Tephren am niedrigsten. Dort liegt der Mittelwert bei 0,18 bzw. bei 0,14 mg Ni_{mob}/kg, was einer relativen Verfügbarkeit von etwa 1% entspricht. In den Humusauflagen der lösslehmhaltigen basischen Magmatite und der intermediären Vulkanite liegt der Mobilgehalt durchschnittlich doppelt so hoch. Dies ist nicht auf die Substrate zurückzuführen, sondern auf den höheren Nadelbaumanteil, wodurch die pH-Werte tiefer liegen. Der Baumbestand steuert indirekt über den pH-Wert die Ni-Mobilität in der Humusauflage weit stärker als der Gesamtgehalt. Die starken Gehaltsunterschiede beim Mobilgehalt sind wie bei den Oberböden zudem erheblich von den Bodenschutzkalkungen verursacht. In den Waldböden liegen die Mobilgehalte im Mineralboden im Allgemeinen höher als in der organischen Auflage.

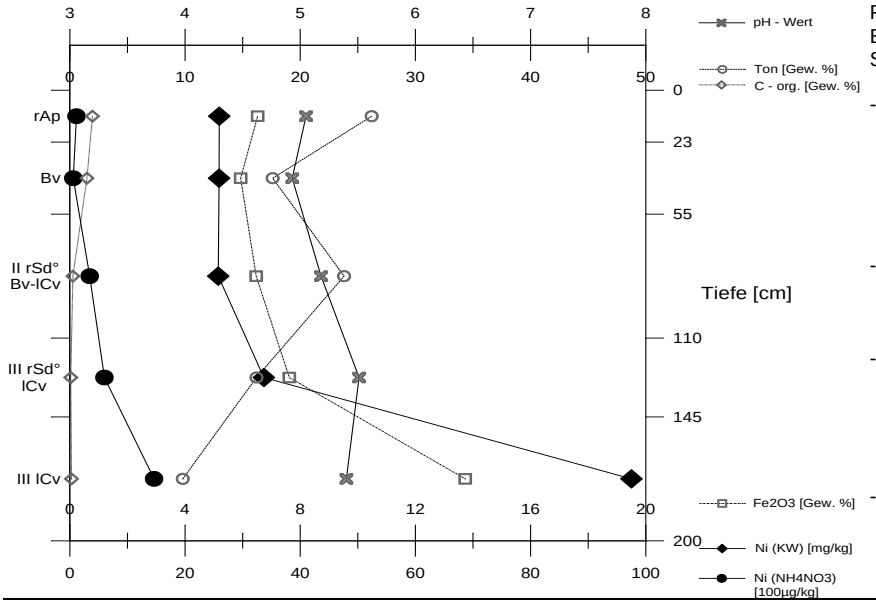
Tab. 56 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	412	13	<0,005	0,225	**0,453**	1,032	2,140	48,308	2,239
(allgemein))	5413	52	2	<0,005	0,121	**0,195**	0,544	0,901	2,982	1,069
Vb (Organische Auflage;	RP	172	4	<0,005	0,183	**0,339**	0,620	1,186	48,308	1,260
(Laubwald))	5413	36	2	<0,005	0,102	**0,164**	0,320	0,651	1,260	0,550
Vbn (Organische Auflage;	RP	158	7	<0,005	0,211	**0,506**	1,083	2,178	11,602	2,254
(Mischwald))	5413	11	0	0,019	0,097	**0,452**	0,611	0,778	0,829	0,829
Vn (Organische Auflage;	RP	68	2	<0,005	0,548	**1,034**	1,976	3,268	5,315	3,869
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*0,368*	*0,535*	***1,069***	*1,742*	*2,982*	*2,982*	*2,982*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

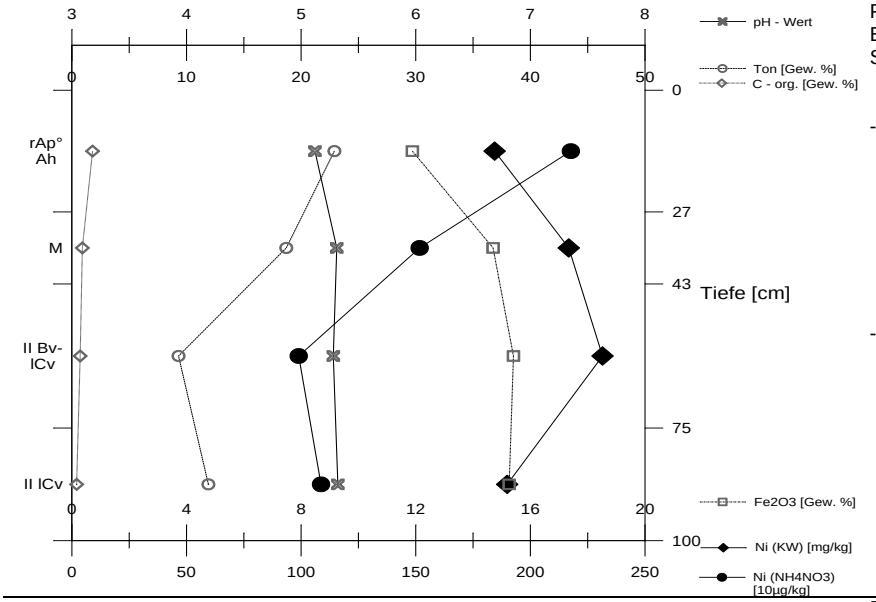
Der vertikale Konzentrationsverlauf der Mobilgehalte wird offensichtlich deutlich stärker als bei Chrom auch vom Gesamtgehalt beeinflusst. In erheblich abgeschwächtem Maß folgt der Mobilgehalt dem Gesamtgehalt, ohne dass der pH-Wert an Einfluss verliert. Ein möglicher Grund für dies vom Chrom abweichende Verhalten, ist die erhebliche höhere relative Mobilität von Ni.

Die deutlich höchsten Gesamt- und Mobilgehalte sind im gesamten Untersuchungsraum in den lösslehmfreien Untergrundhorizonten der basischen Magmatite zu finden. Wie bei Chrom und Kupfer sind es gerade die extrem zersetzten Basalte und –tuffe, die Gehalte von über 300 mg Ni_{ges}/kg, aufweisen können (siehe auch Abb. 59 Profil 4 - 6). Solch hohe Konzentrationen sind immer an äußerst hohe Eisengehalte von bis zu 12 Gew.% Fe_{ges} (ca. 17 Gew.% Fe_2O_3) gebunden. Da diese Gehalte deutlich über den Gehalten unverwitterter (frischer) Basalte liegen, wird dies auf eine residuale Anreicherung während



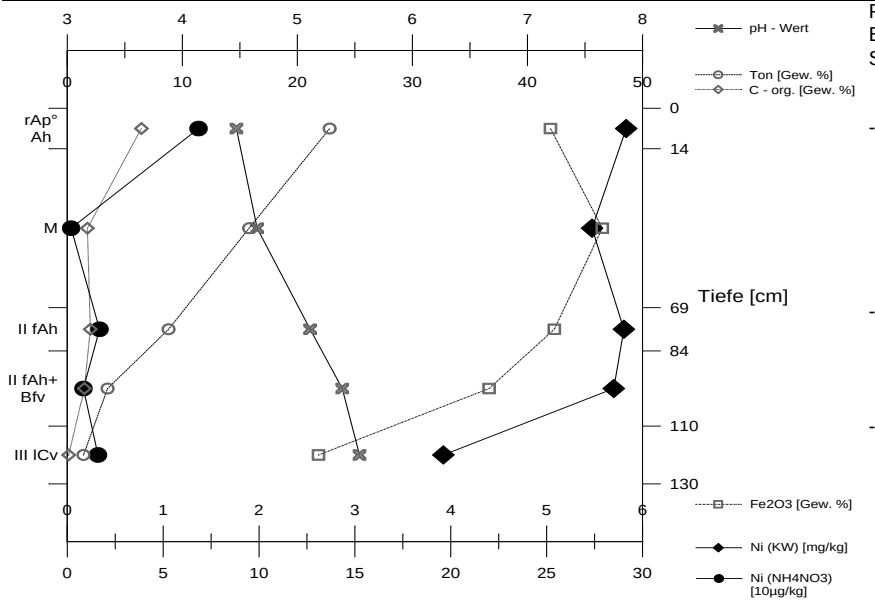
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lößlehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lößlehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

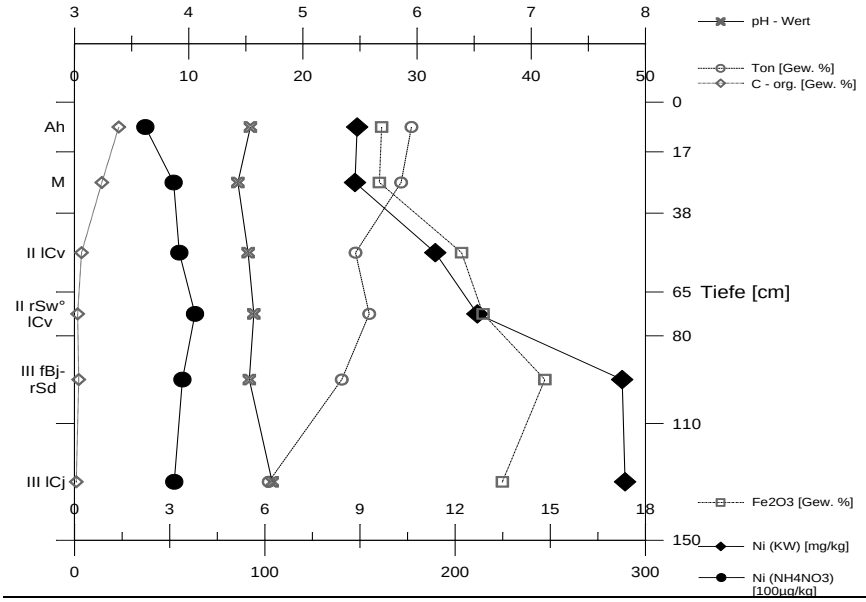
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

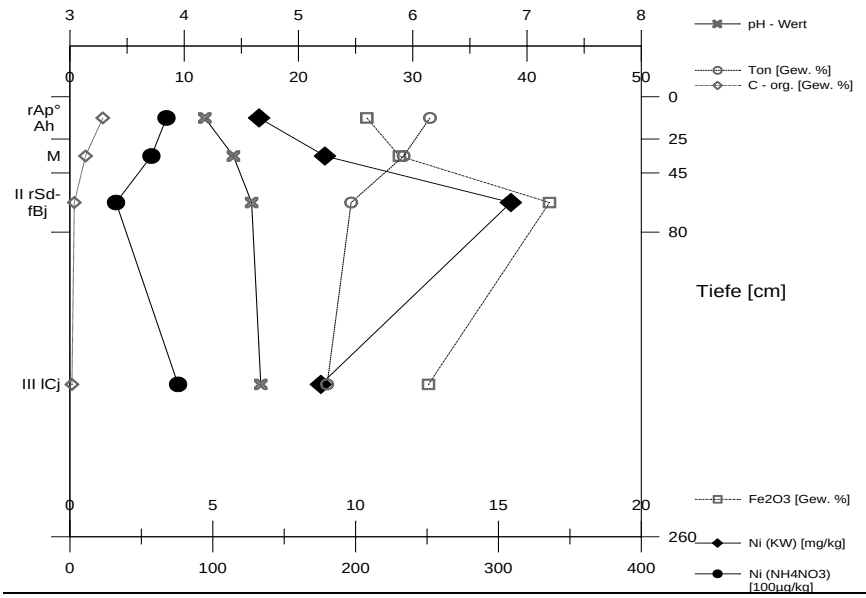
- Solumsediment aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 59 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich



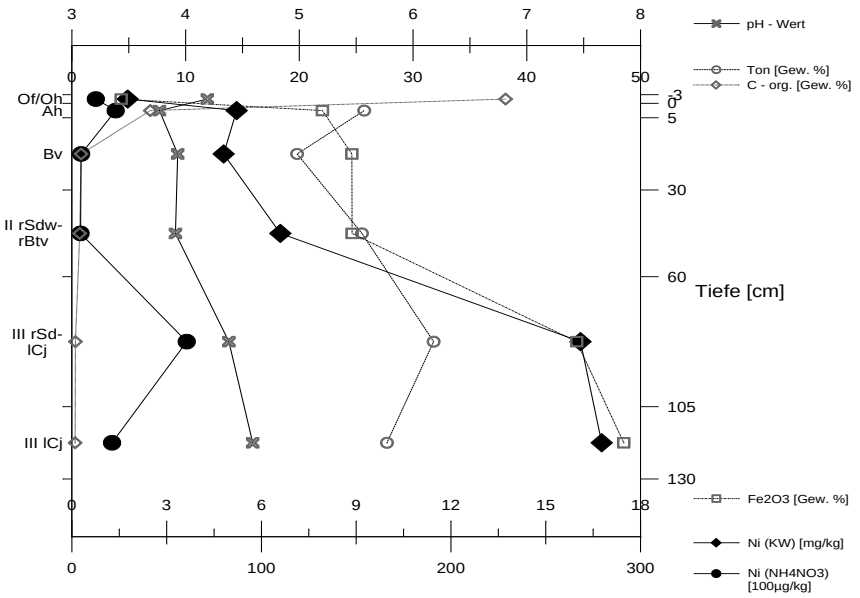
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 59 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich

der Verwitterung der Gesteine zurückgeführt. Die niedrigeren Ni_{ges}-Gehalte im Oberboden sind in erster Linie auf die Beimischung Ni-armer Lösslehme zurückzuführen. In Profil 6 (Abb. 59) ist dies besonders gut zu beobachten. Während die oberen Horizonte in einer lösslehmreichen Hauptlage entwickelt sind, steigen die Gesamtgehalte zur lösslehmhaltigen Mittellage schon leicht an. Zum Untergrund hin, der ausschließlich aus saprolitisierten, kaolinitisierten Basaltzersatz besteht, findet ein erheblicher Anstieg auf fast 300 mg Ni_{ges}/kg statt. Der vertikale Konzentrationsverlauf verläuft annähernd parallel zum Eisengehalt. Da die pH-Werte in diesen Schichten typischerweise bei <5 liegen, treten in der Regel Mobilgehalte von über 2 mg Ni_{mob}/kg auf. Im Untersuchungsgebiet wurden dort Mobilgehalte von bis zu 7,5 mg Ni_{mob}/kg festgestellt.

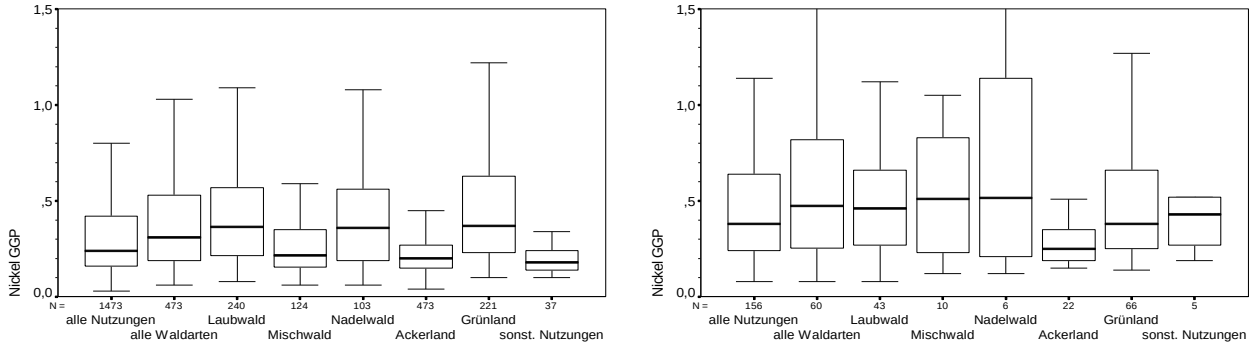
Nach den gesetzlichen Vorgaben der BBodSchV (1999) gilt in annähernd dem gesamten Untersuchungsgebiet der Vorsorgewert von 15 mg Ni_{ges}/kg, da in den überwiegend schluffig/lehmigen Böden der pH-Wert fast immer < 6 liegt. In 97% (!) der untersuchten Oberböden wurden Gesamtgehalte oberhalb des Vorsorgewertes festgestellt. Mit 45 mg Ni_{ges}/kg wird der Wert im Mittel um das 3-fache überschritten. Im Gebiet der intermediären Magmatite liegen die Gehalte im Oberboden durchschnittlich nur um das 1,5-fache, in den basaltreichen Oberböden hingegen um das 4 bis 5-fache über dem Vorsorgewert. In Unterböden aus extrem verwitterten (saprolithisierten) Basalten können die Gesamtgehalte das 20-fache des Vorsorgewertes erreichen.
Die gefundenen Konzentrationen stehen dennoch im Einklang mit der natürlichen Ausstattung der Böden bzw. Substrate an diesem Schwermetall, so dass im Sinne der BBodSchV diese Gehalte als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte anzusehen sind.

Der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 50 mg Ni_{ges}/kg wird in mehr als jedem 3. Ackerboden überschritten. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite sind es sogar fast die Hälfte der Ackerböden.

Der Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze auf Ackerbauflächen beträgt 1,5 mg Ni_{mob}/kg. Die Mobilgehalte in den Ackerböden des Untersuchungsraums erreichen trotz hoher Gesamtkonzentrationen im Mittel nur 4% des Prüfwertes. Selbst der höchste gemessene Mobilgehalt liegt mehr als 60% unter dem Prüfwert.

Die in Baden-Württemberg geltende Vorschrift *VwV Anorganische Schadstoffe* (1993) hat einen Prüfwert für Oberböden bezüglich Pflanzenwachstum und Bodensickerwasser von 1,2 mg Ni_{mob}/kg festgesetzt. Wie schon im vorangegangen Absatz dargelegt liegen die Mobilgehalte in den Ackerböden deutlich unterhalb dieser Konzentration, in Grünlandböden hingegen wird er in 8% der Fälle z.T. deutlich überschritten. Dies steht immer in Verbindung zu hohen Gesamtgehalten bei gleichzeitig niedrigen pH-Werten. Der mittlere Mobilgehalt beträgt bei dieser Bodennutzung allerdings substratunabhängig 0,27 mg Ni_{mob}/kg, so dass in der Regel dieser Prüfwert deutlich verfehlt wird. Dennoch ist wie beim Cadmium als Gegenmaßnahme eine Kalkung insbesondere der Grünlandböden zu empfehlen. Bei hohen Gesamtgehalten sollte ein Ziel-pH-Wert von mindestens pH 5 angestrebt werden.
Durch die tieferen pH-Werte der Waldböden liegt der mittlere Mobilgehalt substratunabhängig bei 0,48 mg Ni_{mob}/kg. Der Prüfwert wird dort in 17% der untersuchten Oberböden überschritten. In den basaltreichen Substraten ist es sogar jeder 3. Waldoberboden.
Für die tieferliegenden Horizonten gilt ein Prüfwert für Bodensickerwasser gemäß VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,7 mg Ni_{mob}/kg. Im vorliegenden Bericht konnten zwar Unterböden nur in geringem Umfang untersucht werden, aber deutliche Prüfwertüberschreitungen dürften im Gebiet der Basalte die Regel und nicht die Ausnahme sein.

Trotz massiver Überschreitungen der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) wird das von Ni in Ackerböden ausgehende Gefährdungspotential (GP; siehe 3.3.2.1.) im Gebiet der basischen Magmatite als gering eingeschätzt. In ihnen herrschen pH-Werte, in denen Ni nur wenig mobil ist. Da der Mobilgehalt zu 2/3 die Bewertung beeinflusst, kommt diese relativ positive Einstufung zustande. Etwa 30% der Ackerböden sind mit einem sehr geringen GGP bewertet. Nur 2 der untersuchten Ackerböden überschreiten knapp die Grenze zur mittleren Gefährdungskategorie. Dies sind basaltreiche Böden mit Gesamtgehalten von über 90 mg Ni_{ges}/kg. Diese insgesamt positive Einschätzung steht im Einklang mit dem deutlichen Unterschreiten des Prüfwertes der BBodSchV (1999) (siehe oben).



Rheinland-Pfalz Westerburg

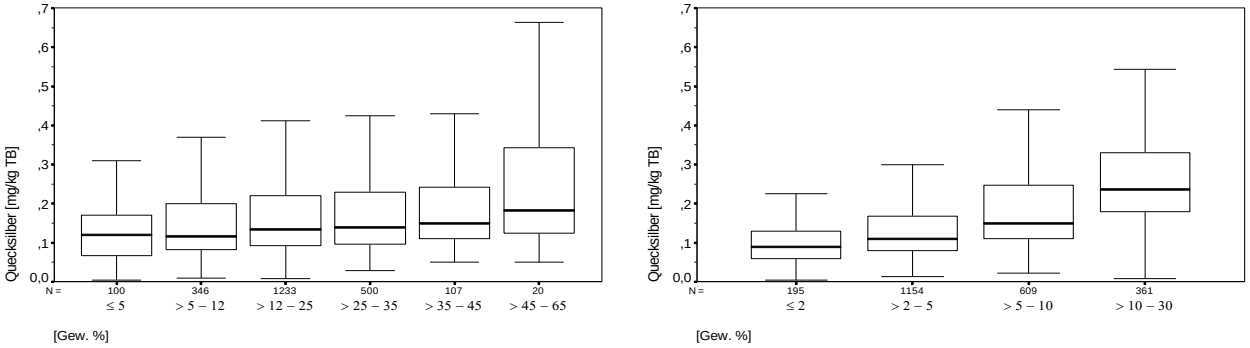
Abb. 60 Gewichtetes Gefährdungspotential von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Außerhalb des Verbreitungsgebietes der basischen Magmatite liegt auch in den Grünlandböden das GGP immer im geringen bis sehr geringen Bereich. Die Grünlandböden der basischen Magmatite werden hingegen ungünstiger als die entsprechenden Ackerböden bewertet. Höhere Gesamtgehalte und niedrigere pH-Werte führen zu erheblich höheren Mobilgehalten. Zwar liegen noch 68% der Grünlandböden in der geringen Gefährdungsklasse, aber etwa jeder 10. Standort weist ein hohes oder sehr hohes GGP auf. Infolgedessen muss dort mit höheren Risiken für Grundwasser- und Pflanzenqualität gerechnet werden. Tendenziell ist die Einstufung der lösslehmarmen Standorte etwas schlechter als bei jenen mit höherem Lösslehmgehalt.
Auch bei den Waldböden heben sich die Standorte im Gebiet der basischen Magmatite deutlich von den übrigen Standorten ab. Während die Waldböden der intermediären Vulkanite und Tephren sowie die der lösslehmreichen Substrate ein sehr geringes bis geringes GGP aufweisen, fallen die meisten Oberböden der basischen Magmatite in die mittlere Gefährdungskategorie, in 15% der Fälle sogar in die hohe oder sehr hohe Klasse. Die lösslehmarmen Substrate schneiden dabei im Mittel etwas schlechter ab. Der Unterschied zu den lösslehmreicheren Standorten ist aber relativ gering, da die geringeren Gesamtgehalte durch die höhere Mobilität des Ni zum Teil kompensiert werden.

4.2.7. Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist ein seltenes Element, dessen Gehalt in Gesteinen nur wenig variiert. Magmatite enthalten relativ einheitlich 0,06-0,08 mg/kg. Überdurchschnittliche Konzentrationen sind in tonigen Sedimenten und in Schiefer zu erwarten. Es ist das Schwermetall, das nach Blei am stärksten über den Luftpfad in den Boden gelangt. Lediglich 0,4 % des in der Atmosphäre enthaltenen Hg stammt aus natürlichen Quellen (MERIAN 1984). Neben der starken Bindung an die organische Substanz führt der

hohe anthropogene Anteil an atmosphärischem Hg zur ausgeprägten Anreicherung dieses Schadstoffes im Oberboden. Daher übersteigen die Gehalte in den obersten Horizonten in der Regel die der tiefen Profilabschnitte um ein Mehrfaches. Durch den überproportionalen anthropogenen Anteil werden die geogenen (natürlichen) Unterschiede im Oberboden überlagert. Dennoch ist eine schwache Abhängigkeit vom Tongehalt und eine enge Beziehung zum Humusgehalt erkennbar (siehe Abb. 61). Da Hg bevorzugt organische Bindungen eingeht, würde es sich auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden anreichern. Die Dimension der Anreicherung in den obersten Bodenhorizonten ist aber nur durch Immissionen zu erklären. Im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelementen sind statistische Beziehungen zum Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt nicht festzustellen.



Tongehalt Organische Substanz

Abb. 61 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Ton- und Klassen organischer Substanz

Hg zählt zu den geringmobilen Elementen und weist wie Kupfer ein amphoteres Verhalten auf. Dies bedeutet, dass die höchste relative Mobilität, d.h. der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt, sowohl im stark bis extrem sauren als auch im alkalischen Bereich erzielt wird. In mäßig sauren bis neutralen Böden ist die Mobilität hingegen am geringsten (siehe Abb. 62). Durchschnittlich liegt dort der Mobilanteil bei nur 0,2% des Gesamtgehaltes. Auch in extrem sauren Böden stellt eine relative Mobilität von >1,3% die Ausnahme dar.

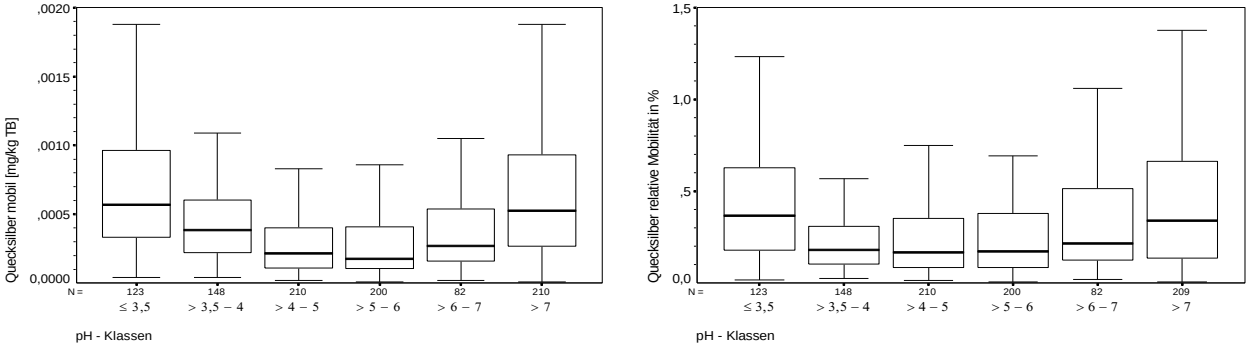
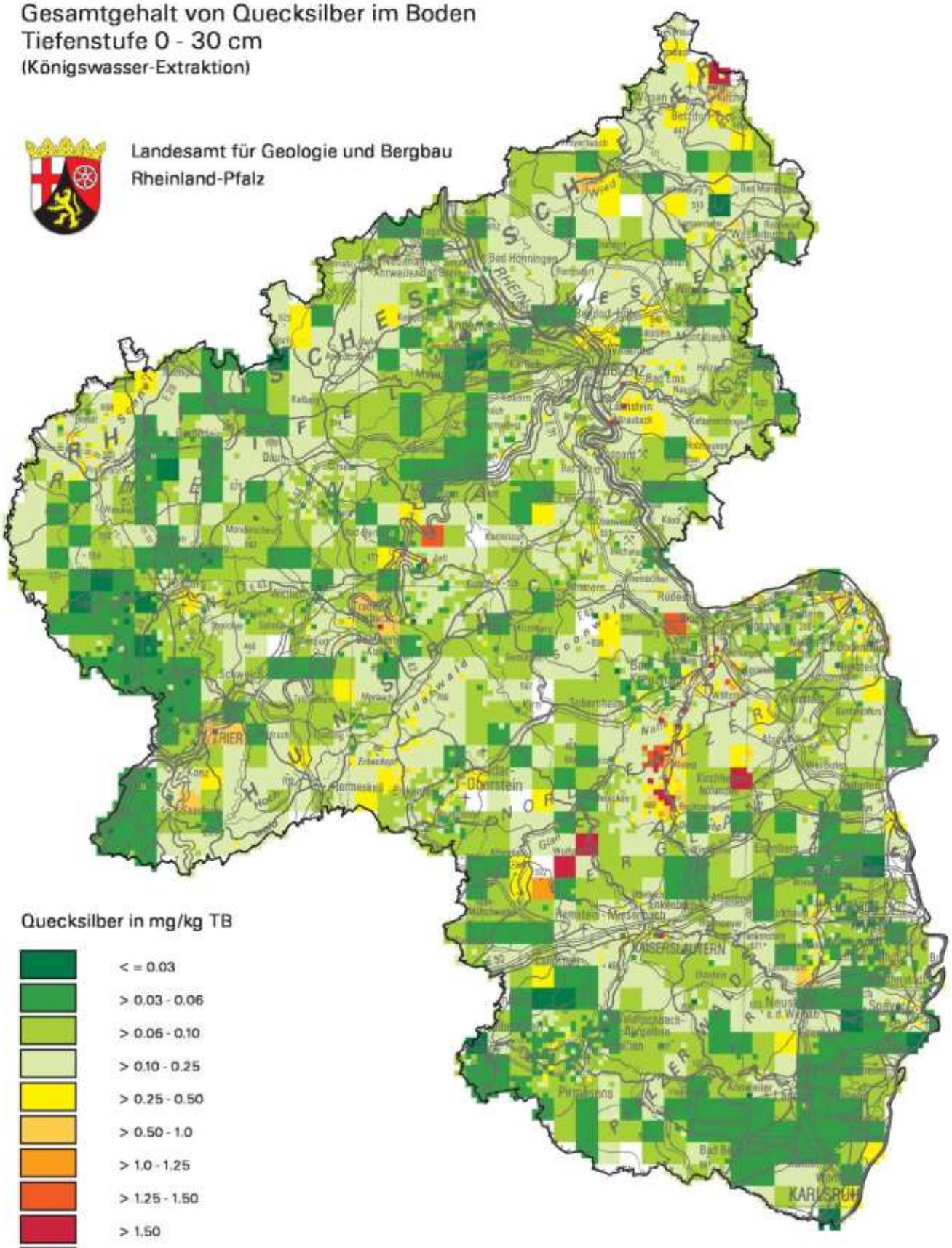


Abb. 62 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Quecksilber im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Quecksilber in mg/kg TB

	< = 0.03
	> 0.03 - 0.06
	> 0.06 - 0.10
	> 0.10 - 0.25
	> 0.25 - 0.50
	> 0.50 - 1.0
	> 1.0 - 1.25
	> 1.25 - 1.50
	> 1.50
	Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

Bodenart	Sand	Lehm/Schluff	Ton
mg/kg TB	0.1	0.5	1.0

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

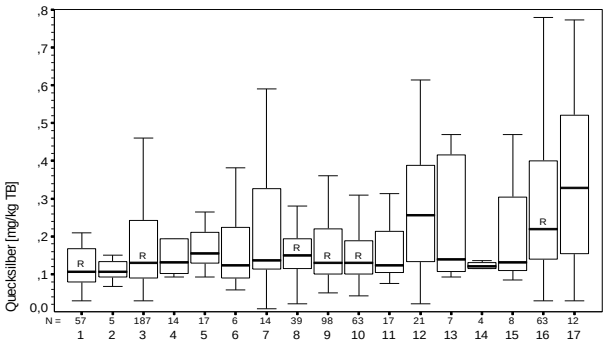


Abb. 63
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Da die Ausgangsgesteine der Bodenbildung sich im lithogenen Hg-Gehalt nur wenig unterscheiden, sind die substratspezifischen Unterschiede weit geringer als jene, die durch die Bodennutzung hervorgerufen werden. In den geringmächtigen Waldoberböden des Untersuchungsraums wurde substratunabhängig eine mittlere Konzentration von 0,37 mg Hg_{ges}/kg und ein 90. Perzentil von 0,65 mg Hg_{ges}/kg festgestellt. In den Waldböden der basischen Magmatite sind die Gehalte leicht unterdurchschnittlich, im Bereich der intermediären Magmatite liegen die mittleren Gehalte leicht über dem substratunabhängigen Mittelwert. Die Höhe des Lösslehmanteils hat bei keinem der untersuchten Substrate einen erkennbaren Einfluss auf den Gesamtgehalt.

Ähnlich dem Blei ist eine Häufung überdurchschnittlicher Gesamtgehalte im Nordteil des Untersuchungsraums zu beobachten (siehe Kartenanlage). Auch beim Hg_{ges} ist ein Zusammenhang zwischen Höhenlage bzw. Niederschlagsmenge und der Hg_{ges}-Konzentration in der Humusauflage und dem Waldoberboden festzustellen. Oberhalb von 400 mNN fällt in diesem Naturraum jährlich eine mittlere Niederschlagsmenge von mehr als 1000 mm. Unterhalb 400 mNN sind in den Humusauflagen durchschnittlich 0,29 mg Hg_{ges}/kg und in den Waldoberböden 0,22 mg Hg_{ges}/kg zu finden. Die 90. Perzentile

Tab. 57 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	0,03	0,08	**0,11**	0,17	0,48	5,50	0,21
	5413	2	*5*	*0*	*0,07*	*0,09*	***0,11***	*0,14*	*0,15*	*0,15*	*0,15*
YL	RP	3	187	0	0,03	0,09	**0,13**	0,25	0,48	2,40	0,48
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,09	0,10	**0,13**	0,19	0,47	0,67	0,19
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,09	0,13	**0,16**	0,22	0,54	0,56	0,27
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,06*	*0,09*	***0,12***	*0,22*	*0,37*	*0,38*	*0,38*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,01	0,11	**0,14**	0,33	0,73	0,73	0,59
Au	RP	8	39	0	0,02	0,11	**0,15**	0,20	0,50	5,90	0,28
Al	RP	9	98	0	0,05	0,10	**0,13**	0,22	0,39	3,02	0,36
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	63	0	0,04	0,10	**0,13**	0,19	0,39	1,30	0,31
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,08	0,10	**0,12**	0,23	0,37	0,91	0,38
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,02	0,13	**0,26**	0,39	0,54	0,85	0,61
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,09*	*0,11*	***0,14***	*0,44*	*0,47*	*0,47*	*0,47*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,12*	*0,12*	***0,12***	*0,13*	*0,14*	*0,14*	*0,14*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,09*	*0,11*	***0,13***	*0,30*	*0,59*	*0,64*	*0,47*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	0,03	0,14	**0,22**	0,41	0,75	3,70	0,78
	5413	17	12	0	0,03	0,15	**0,33**	0,52	0,69	0,77	0,77

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

liegen bei 0,34 bzw. 0,40 mg Hg_{ges}/kg. Höher gelegene Waldböden weisen dagegen mit 0,44 mg Hg_{ges}/kg in der organischen Auflage und 0,38 mg Hg_{ges}/kg im Oberboden um mehr als 50% höhere Gesamtgehalte auf.
Da die Gesamtgehalte im Oberboden deutlich über dem lithogenen Grundgehalt der vorherrschenden Gesteine liegen und Zusammenhänge zur Höhenlage bzw. der jährlichen Niederschlagsmenge bestehen, wird angenommen, dass Hg wie Blei insbesondere in die der höher gelegenen Standorte merklich über die nasse Deposition in die Böden gelangt(e).

Auch beim Mobilgehalt kann eine merkliche Abhängigkeit vom Substrat nicht beobachtet werden. Durchschnittlich enthalten die Waldoberböden im Untersuchungsraum 0,38 µg Hg_{mob}/kg und das 90. Perzentil liegt bei 0,93 µg Hg_{mob}/kg. Dies entspricht einem Anteil am Gesamtgehalt von 0,1% bzw. 0,3%. Der Mobilgehalt wird wesentlich vom pH-Wert und nachgeordnet vom Gesamtgehalt gesteuert. Die höchsten Mobilgehalte sind daher in den besonders sauren Waldböden der niederschlagsreichen Höhenlagen zu finden. Bei pH-Werten ≤ 4 steigt der mittlere Mobilgehalt auf 0,49 µg Hg_{mob}/kg, während er oberhalb pH 4 bei 0,27 µg Hg_{mob}/kg liegt. Gerade bei geringmächtigen organischen Auflagen, wie sie insbesondere auf den nährstoffreicheren Waldböden der basischen Magmatite zu finden sind, dürften Bodenschutzkalkungen den Mobilgehalt im Oberboden senken. Insgesamt entsprechen Mobilgehalte und Verfügbarkeit den in Abb. 62 dargestellten geochemischen Abhängigkeiten.

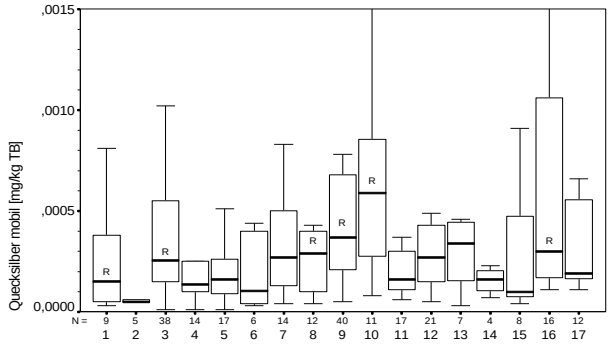


Abb. 64
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Die landwirtschaftlich genutzten Böden enthalten im Oberboden deutlich weniger Hg_{ges} als die Waldböden. Im Mittel sind es 0,12 mg Hg_{ges}/kg und das 90. Perzentil liegt bei 0,17 mg Hg_{ges}/kg. Grünland- und Ackerböden zeigen fast deckungsgleiche Werte. Auch hinsichtlich der Substrate und der Streuung sind keine nennenswerte Unterschiede festzustellen. Der in diesen Böden gemessene Maximalgehalt liegt bei 0,27 mg Hg_{ges}/kg, womit er immer noch deutlich unter dem Mittelwert der Waldoberböden liegt.
Da die relative Verfügbarkeit des Hg nur in äußerst sauren bzw. alkalischen Böden merklich ansteigt, (siehe Abb. 62) sind wie bei den Waldböden im Mittel 0,11 % des Gesamtgehaltes in den landwirtschaftlich genutzten Böden labil gebunden. Das 90. Perzentil befindet sich bei 0,27%. Aufgrund der geringeren Gesamtgehalte liegt der absolute Mobilgehalt mit durchschnittlich 0,13 µg Hg_{mob}/kg verständlicherweise deutlich niedriger. In 90% der untersuchten Böden wurden weniger als 0,26 µg Hg_{mob}/kg gemessen. Sowohl absoluter Mobilgehalt als auch die relative Mobilität entsprechen damit exakt den geochemischen Erwartungen.

Tab. 58 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden

(Angaben in µg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*0*	*0,03*	*0,05*	***0,15***	*0,5*	*0,8*	*0,8*	*0,8*
	5413	2	*5*	*0*	*0,03*	*0,05*	***0,05***	*0,1*	*0,2*	*0,2*	*0,1*
YL	RP	3	38	1	<0,01	0,15	**0,26**	0,6	1,0	1,3	1,0
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,01	0,10	**0,14**	0,3	0,7	0,8	0,3
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,01	0,09	**0,16**	0,3	0,7	0,9	0,5
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,03*	*0,04*	***0,11***	*0,4*	*0,4*	*0,4*	*0,4*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,04	0,13	**0,27**	0,5	1,7	2,0	0,8
Au	RP	8	12	0	0,04	0,10	**0,29**	0,4	0,7	1,5	0,4
Al	RP	9	40	0	0,05	0,21	**0,37**	0,7	2,6	10,9	0,8
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	11	0	0,08	0,19	**0,59**	0,9	1,9	2,4	1,6
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,06	0,11	**0,16**	0,3	0,4	1,0	0,4
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,05	0,14	**0,27**	0,4	1,0	1,2	0,5
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,03*	*0,15*	***0,34***	*0,5*	*0,8*	*0,9*	*0,5*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,07*	*0,11*	***0,16***	*0,2*	*0,2*	*0,2*	*0,2*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,04*	*0,08*	***0,10***	*0,5*	*0,9*	*0,9*	*0,9*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	16	0	0,11	0,17	**0,30**	1,1	1,7	19,6	1,7
	5413	17	12	0	0,11	0,17	**0,19**	0,6	0,9	1,5	0,7

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Die organischen Auflagen der Waldböden enthalten im Mittel etwa 10% weniger Hg_{ges} als die ihnen folgenden Oberböden. Allerdings schwanken die Verhältnisse in einem weiten Bereich. In fast 20% der Fälle liegt der Hg_{ges}-Gehalt allerdings mehr als doppelt so hoch wie im Mineralboden. Dies sind meist Waldböden mit relativ mächtigen Humusauflagen. In ihnen wird Hg akkumuliert, während deren Oberböden dann deutlich unterdurchschnittliche Werte zeigen. Dies ist gerade bei Waldstandorten mit hohem Nadelbaumanteil zu beobachten. In nährstoffreicheren Waldböden, in denen nur geringmächtige Humusauflagen sich ausbilden können, sind hingegen die höchsten Werte im Oberboden zu finden. Dies trifft im Untersuchungsraum vor allem auf den Bereich der basischen Magmatite zu. Insgesamt liegen die Hg_{ges}-Gehalte der organischen Auflagen bei allen Waldarten leicht über dem Landesdurchschnitt, was auf höhere atmosphärischen Einträge zurückgeführt wird (siehe oben).

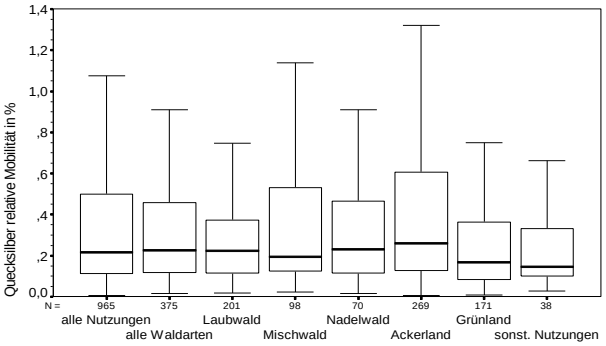


Abb. 65
Relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Tab. 59 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	614	0	0,03	0,19	**0,32**	0,48	0,66	75,00	0,90
(allgemein))	5413	52	0	0,03	0,28	**0,39**	0,51	0,77	1,18	0,82
Vb (Organische Auflage;	RP	165	0	0,03	0,15	**0,24**	0,37	0,50	1,54	0,66
(Laubwald))	5413	36	0	0,03	0,28	**0,36**	0,44	0,51	0,65	0,65
Vbn (Organische Auflage;	RP	144	0	0,06	0,22	**0,33**	0,50	0,62	1,17	0,92
(Mischwald))	5413	11	0	0,18	0,30	**0,49**	0,76	1,02	1,17	1,17
Vn (Organische Auflage;	RP	65	0	0,07	0,28	**0,48**	0,66	0,78	1,18	1,18
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*0,21*	*0,57*	***0,74***	*1,14*	*1,18*	*1,18*	*1,18*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

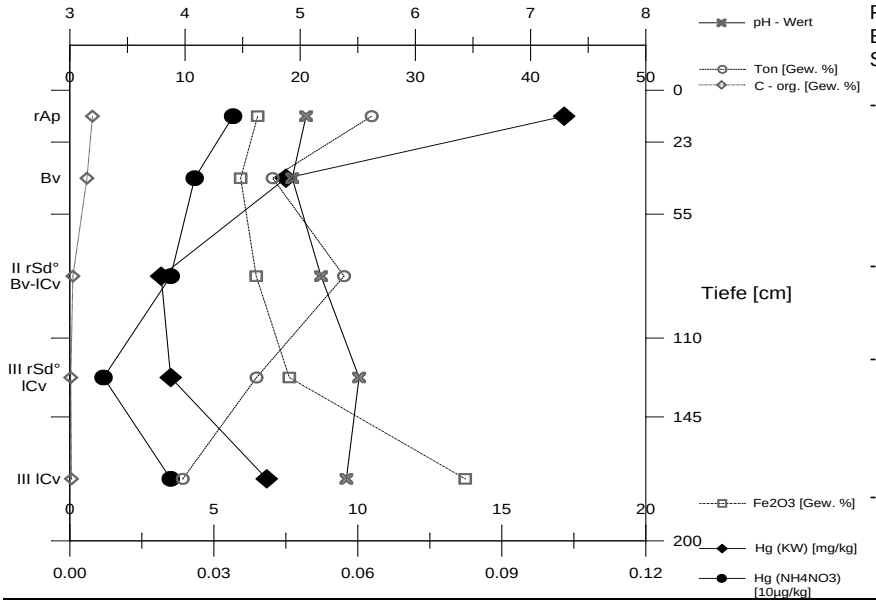
Die mittleren Mobilgehalte in den organischen Auflagen befinden sich mit 0,52 µg Hg_{mob}/kg und einem 90. Perzentil von 1,76 µg Hg_{mob}/kg hingegen unterhalb der landesweiten Werte (siehe Tab. 60). Dies wird auf die vergleichsweise hohen pH-Werte in den O-Horizonten des Untersuchungsraums zurückgeführt. Durchschnittlich sind damit 0,14% am Gesamtgehalt labil gebunden. Obwohl die Humusauflagen deutlich höhere pH-Werte aufweisen als ihre Mineralböden, liegt die relative Mobilität in ihnen dennoch geringfügig höher. In 60% der untersuchten Humusauflagen sind die Mobilgehalte höher als im folgenden Mineralboden. Beeinflusst von den Gesamtgehalten variiert aber das Verhältnis zwischen organischer Auflage und Mineralboden auch beim Mobilgehalt in einem weiten Bereich.

Tab. 60 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber in der organischen Auflage (Angaben in µg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	322	6	<0,01	0,32	**0,73**	1,45	3,07	37,49	3,09
(allgemein))	5413	52	0	0,04	0,28	**0,52**	1,01	1,76	4,74	1,86
Vb (Organische Auflage;	RP	141	1	<0,01	0,29	**0,63**	1,37	2,22	6,54	2,39
(Laubwald))	5413	36	0	0,04	0,22	**0,44**	0,78	1,38	4,74	1,60
Vbn (Organische Auflage;	RP	128	4	<0,01	0,36	**0,77**	1,43	3,17	37,49	2,98
(Mischwald))	5413	11	0	0,31	0,46	**0,59**	1,07	1,75	2,28	1,40
Vn (Organische Auflage;	RP	45	1	<0,01	0,31	**0,95**	1,80	4,05	9,89	3,30
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*0,18*	*1,34*	***1,86***	*3,25*	*3,30*	*3,30*	*3,30*

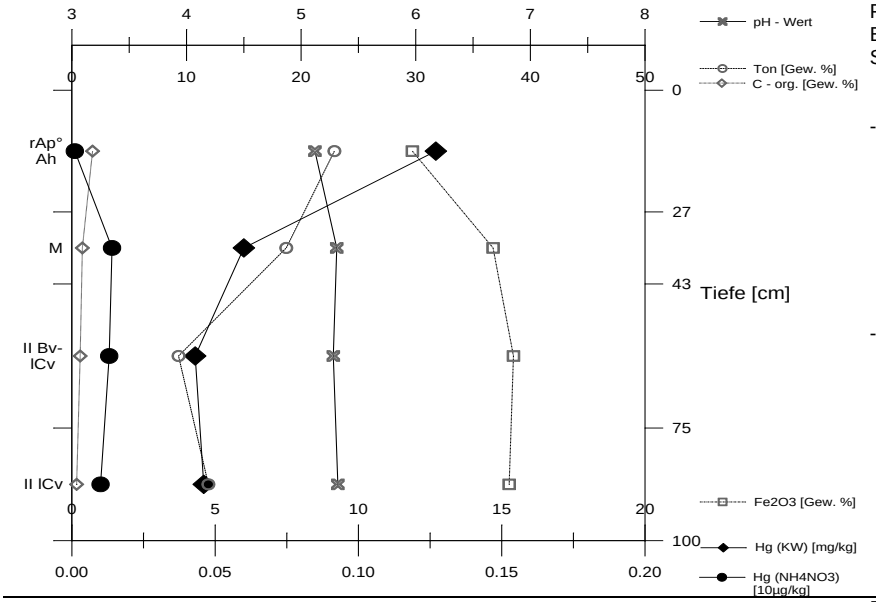
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

In den Waldböden sinken die Hg_{ges}-Gehalte unterhalb des Oberbodens rasch ab und variieren dann nur wenig. In den Unterbodenhorizonten wurde im Mittel eine Konzentration von 0,09 mg Hg_{ges}/kg und im Untergrund 0,07 mg Hg_{ges}/kg gefunden. Dies sind ungefähr nur noch 20% dessen, was organische Auflagen und Waldoberböden enthalten. Unterschiede, die auf die Substratzusammensetzung zurückgehen, sind hierbei kaum erkennbar. In diesen tieferen Horizonten und Schichten ähneln die Mobilgehalte denen der Oberböden auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die relative Mobilität ist mit durchschnittlich 0,3% etwas höher als in den Oberböden oder organischen Auflagen. Aufgrund der geringen Gesamtgehalte entspricht dies aber einem mittleren Mobilgehalt von nur 0,16 µg Hg_{mob}/kg.



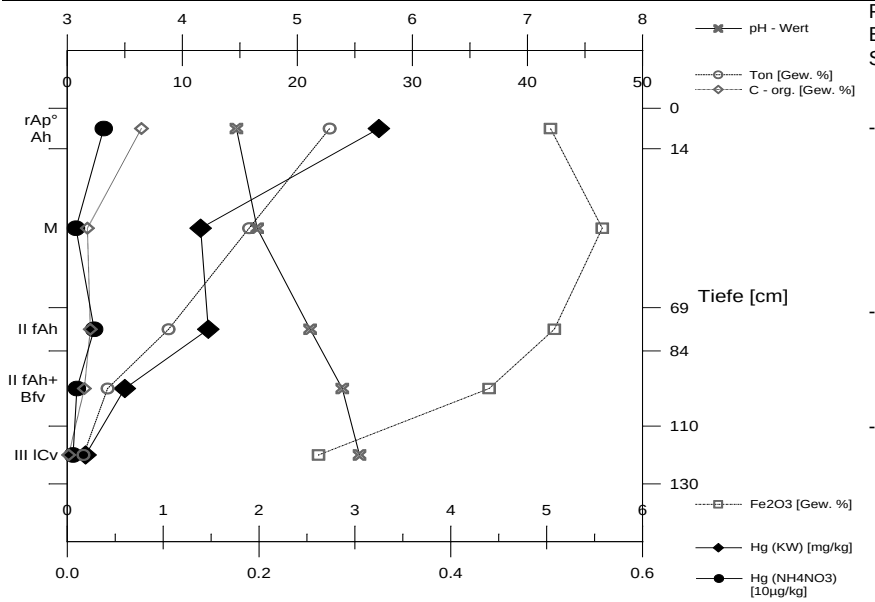
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lößlehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lößlehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

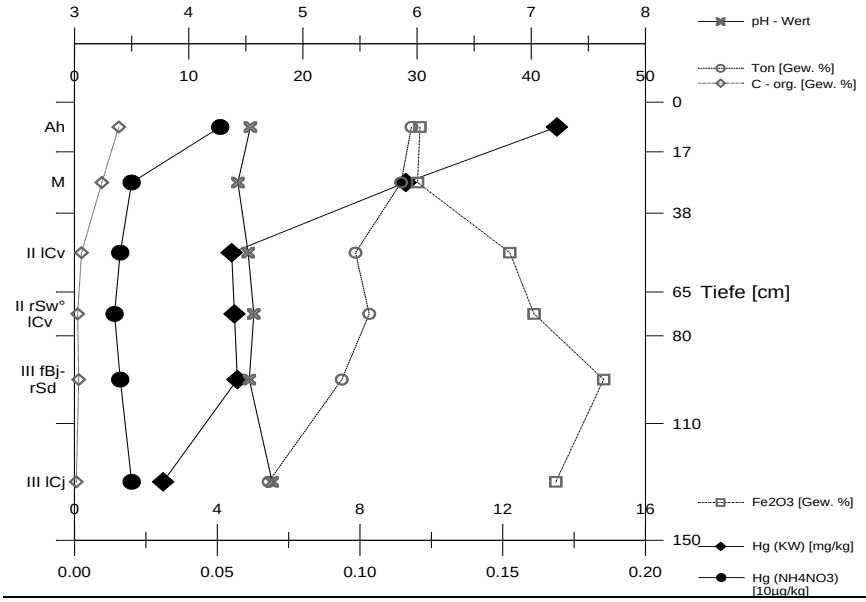
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

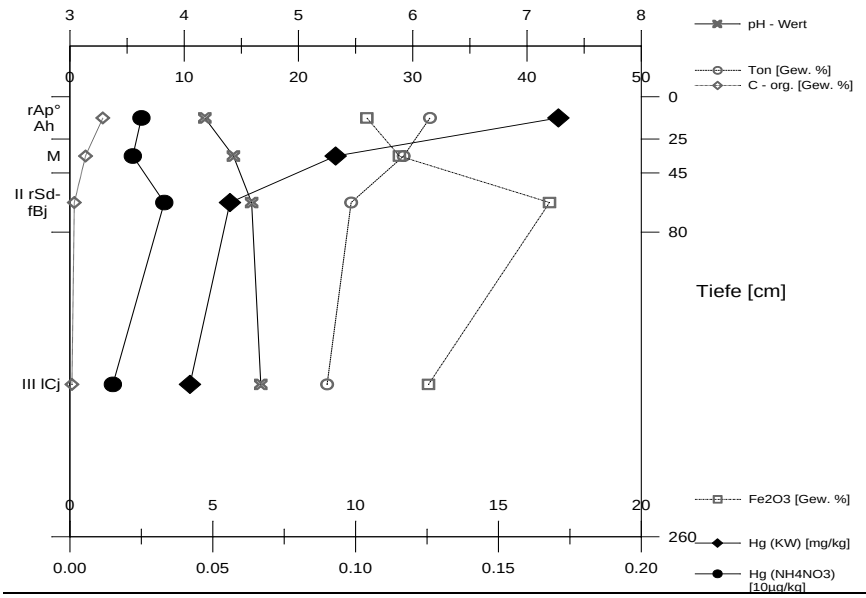
- Solumsediment aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 66 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich



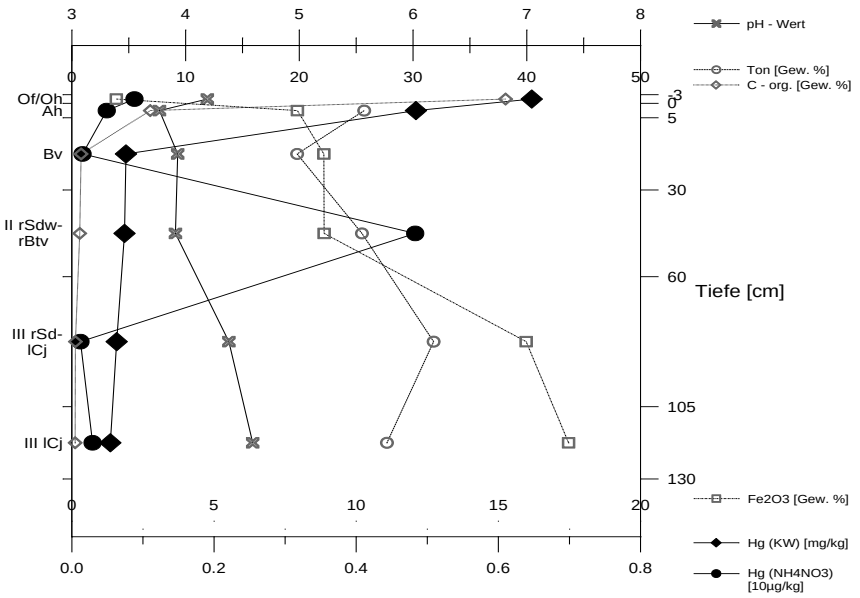
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



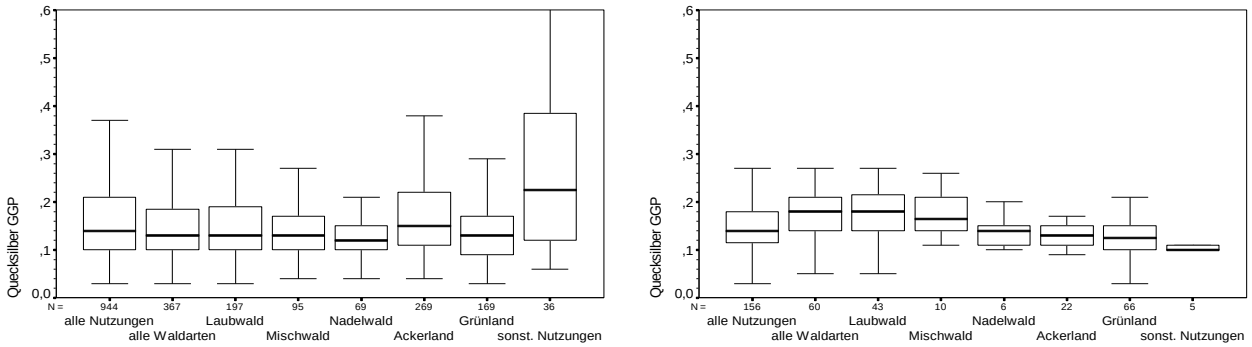
Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 66 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) beträgt für schluffig/lehmige Böden 0,5 mg Hg_{ges}/kg. Dieser wird in keinem der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Böden erreicht. Mit durchschnittlich 0,13 mg Hg_{ges}/kg wird er sowohl in Acker- als auch Grünlandoberböden in der Regel deutlich unterschritten. Damit liegen die Hg-Gehalte in allen Ackerböden des Untersuchungsraumes auch immer weit unter dem Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 1 mg Hg_{ges}/kg.
In fast 25% der Waldoberböden sind Überschreitungen des Vorsorgewertes der BBodSchV (1999) zu verzeichnen. Mit maximal 0,9 mg Hg_{ges}/kg sind sie aber meist geringfügig. Damit liegen die Gesamtgehalte immer deutlich unter allen Prüf- und Maßnahmenwerten. Hinzu kommt, dass - wie schon bei anderen Elementen erwähnt - die Vorsorgewerte aufgrund der hohen Humusgehalte in der Regel nicht angewendet werden können. Unterhalb des obersten Mineralbodenhorizontes nehmen die Gehalte deutlich ab und in den Unterböden erreichen sie im Mittel nur noch 10% des Vorsorgewertes.

Die Hg-Mobilgehalte bewegen sich in allen Böden ebenfalls im quasinatürlichen Bereich. Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 7 µg Hg_{mob}/kg wird in allen Oberböden gleich welcher Nutzung weit unterschritten. In landwirtschaftlich genutzten Böden wird dieser Prüfwert im Mittel nur zu 2%, in Waldböden zu 6% erreicht.



Rheinland-Pfalz Westerburg

Abb. 67 Gewichtetes Gefährdungspotential von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

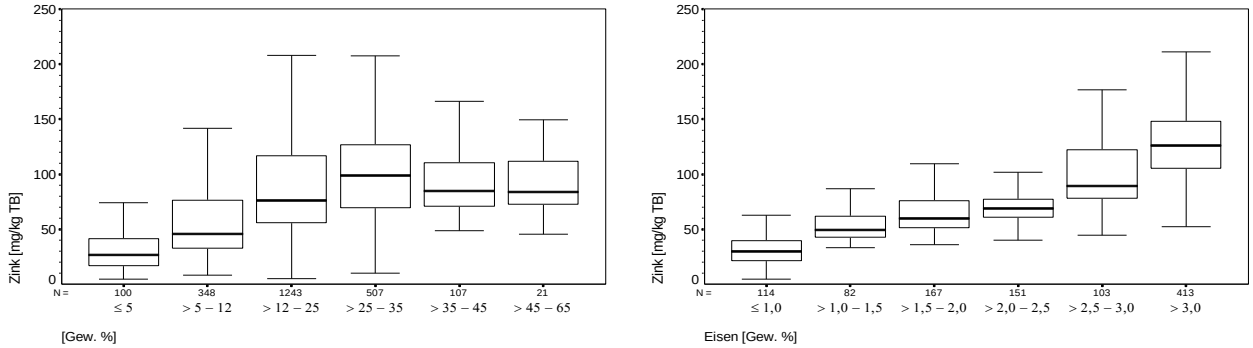
Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) weist im Untersuchungsgebiet bei allen Substraten und/oder Nutzungen niedrige und wenig variierende Werte auf. 83% der untersuchten Böden fallen in die geringste Gefährdungsklasse. Alle übrigen Standorte überschreiten nicht die Obergrenze der nächst höheren Klasse. Insgesamt ist dies die günstigste Einstufung aller untersuchten Spurenelemente. Obwohl das mittlere GGP gerade in den Waldböden etwas über dem Landesdurchschnitt liegt und die vertikalen Konzentrationsverläufe auf einen merklichen anthropogenen Anteil hinweisen, können alle Böden so günstig bewertet werden, da sowohl Gesamt- als auch Mobilgehalt sich auf so niedrigem Niveau befinden, dass nach heutigem Kenntnisstand keine Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen zu erwarten sind.

4.2.8. Zink

Die im Untersuchungsraum vorherrschenden Gesteine weisen überwiegend überdurchschnittliche Zink- (Zn-) Gehalte auf. Wie schon bei den Elementen Chrom und Nickel sind es auch hier wieder die basischen Magmatite, in denen die höchsten lithogenen Gehalte zu erwarten sind (100-130 mg/kg).

Anders als bei Chrom und Nickel sinkt der Gehalt zu den intermediären Magmatite aber nicht rapide ab. Vielmehr liegt auch in ihnen der mittlere Gehalt meist über dem der Erdkruste von 75 mg/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992, EMSLEY 1994). Niedrige Gehalte sind in den Böden nur im nordwestlichen Blattbereich zu erwarten, wo das devonische Grundgebirge mit quarzitischen Sandsteinen zu Tage tritt.

Der geogene Gesamtgehalt (Zn_{ges}) wird in Böden vom Humusgehalt, vom Ton und wesentlich vom Eisen-(Fe-)Gehalt gesteuert, d.h. dass bei steigendem Anteil dieser Bodenkomponenten der natürliche Zn_{ges}-Gehalt zunimmt. Die Beziehungen zum Humusgehalt können durch atmosphärische Einträge überbewertet sein, da Zn wie auch die Elemente Blei und Quecksilber in merklichen Mengen durch Immissionen in die Böden gelangt(e). Als mögliche regionale Quelle kommt wie beim Blei der historische Bergbau im nordöstlichen Rheinland-Pfalz in Frage. Aufgrund der geogen erhöhten Gehalte sind aber frühere anthropogene Einträge kaum auszugrenzen.



Tongehalt Eisengehalt

Abb. 68 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Der leicht mobilisierbare Anteil (NH_4NO_3-extrahierbar; Zn_{mob}) wird wie bei den meisten Elementen von der Bodenreaktion (pH-Wert) gesteuert. Sinkt der pH-Wert unter 5, steigt der Mobilgehalt exponentiell an (siehe Abb. 69). In sehr sauren Böden kann im Mittel 6-12% des Gesamtgehaltes in leicht mobilisierbarer Bindungsformen vorliegen.

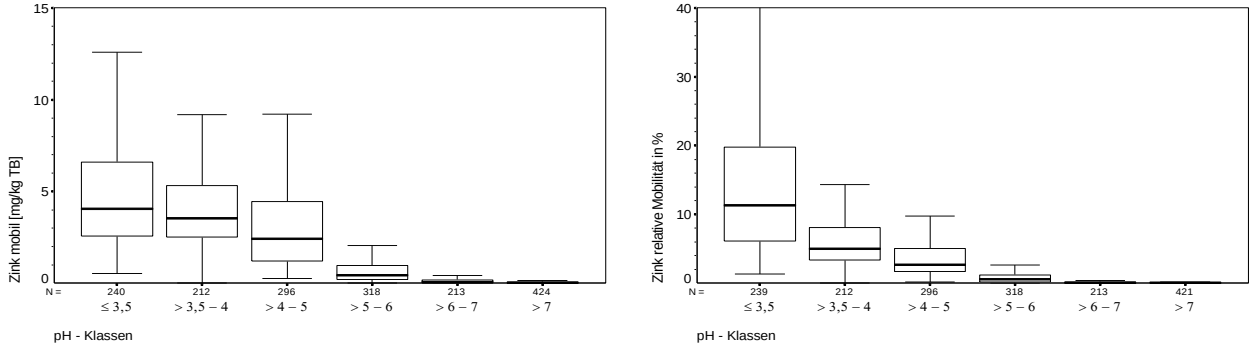


Abb. 69 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Großflächig liegen die Gesamtgehalte im Oberboden über 100 mg Zn_{ges}/kg. Die höchsten Gehalte sind zwar im Gebiet der basischen Magmatite zu finden, wobei die Unterschiede zu den übrigen Substraten weit geringer sind, als es gerade bei Chrom oder Nickel zu beobachten ist. Fasst man alle Oberböden im Gebiet der basischen Magmatite zusammen, ergibt sich ein Median von 135 mg Zn_{ges}/kg und ein 90. Perzentil von 181 mg Zn_{ges}/kg. Bei den Substraten der intermediären Vulkanite wurde in den Oberböden des Untersuchungsraums eine mittlere Konzentration von 129 mg Zn_{ges}/kg und bei den lösslehmhaltigen bis –reichen Tephren von 132 mg Zn_{ges}/kg berechnet. Nur im nordwestlichen Blattbereich treten kleinere Flächen mit niedrigen Zn_{ges}-Gehalten auf (siehe Kartenanlage). Dies sind Substrate, die merkliche Anteile an quarzitischen Sandsteinen des Devon aufweisen. Hier sind Gehalte von weniger als 50 mg Zn_{ges}/kg zu erwarten.

Tab. 61 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	57	0	32	53	**70**	111	241	12726	166
	5413	2	*5*	*0*	*80*	*97*	***116***	*145*	*158*	*158*	*158*
YL	RP	3	187	0	28	63	**97**	146	266	5015	266
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	107	121	**151**	161	184	185	185
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	95	115	**129**	136	156	169	158
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*101*	*103*	***132***	*154*	*178*	*181*	*181*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	98	121	**139**	156	220	352	205
Au	RP	8	39	0	41	92	**135**	202	576	2530	258
Al	RP	9	98	0	5	68	**120**	177	397	1857	308
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	64	0	22	53	**71**	86	97	227	122
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	123	134	**139**	171	197	242	200
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	73	101	**141**	153	182	785	202
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*112*	*118*	***121***	*132*	*147*	*150*	*150*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*134*	*135*	***142***	*212*	*274*	*274*	*274*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*84*	*103*	***132***	*152*	*175*	*179*	*179*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	63	0	10	71	**98**	132	173	290	218
	5413	17	12	0	91	98	**118**	151	171	185	185

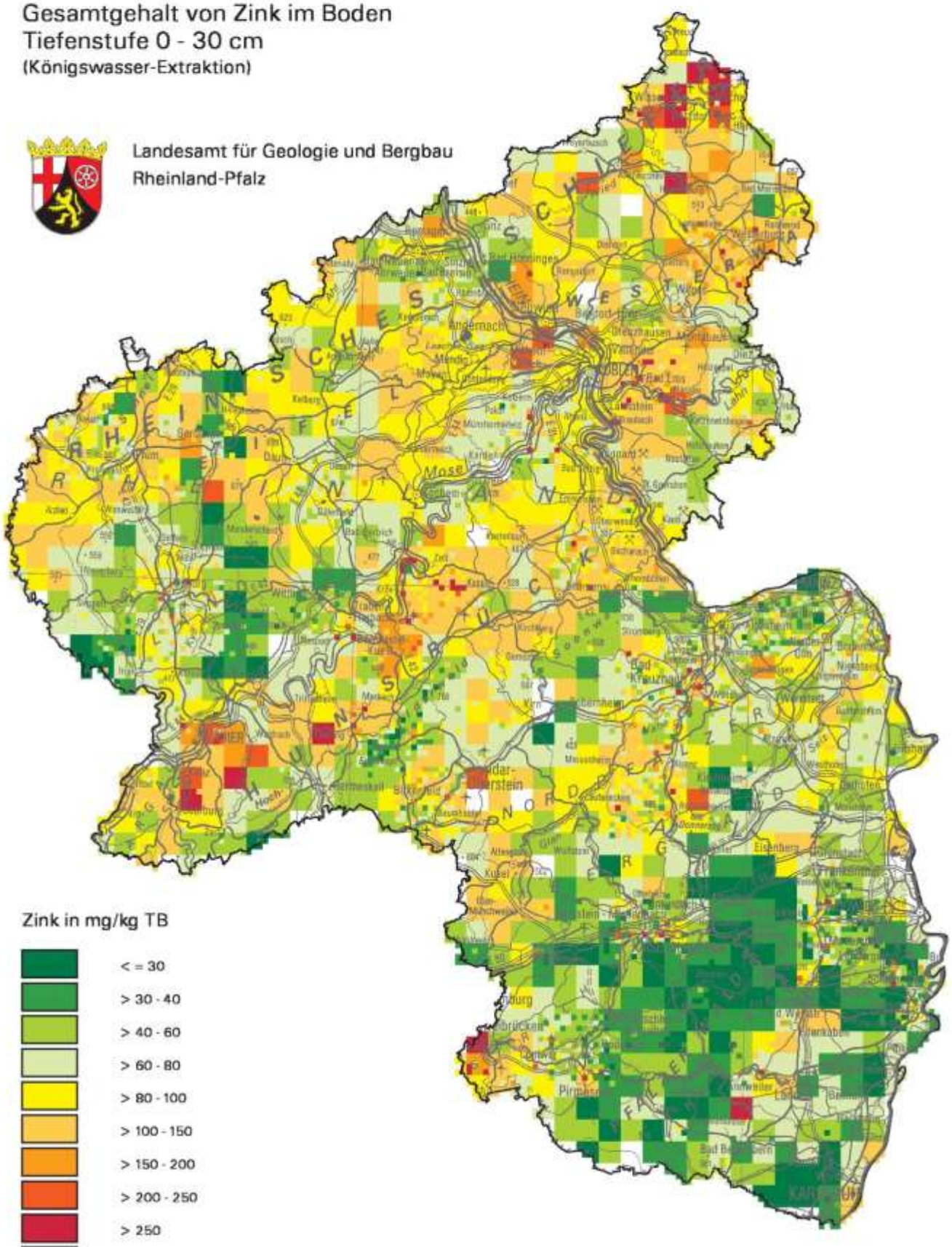
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Bei den Substraten der basischen Magmatite, die mit Abstand den größten Flächenanteil im Untersuchungsraum besitzen, ist auf den ersten Blick der mindernde Einfluss des Lösslehms auf die Zn_{ges}-Gehalte kaum zu erkennen. Der Eisengehalt, mit dem der Zn_{ges}-Gehalt eng korreliert, zeigt dagegen eine deutliche Abhängigkeit vom Lösslehmanteil. Die lösslehmfreien bis –armen Oberböden sind mit durchschnittlich 6,3 Gew.% deutlich eisenreicher als jene mit höherem Lösslehmgehalt, in denen im Mittel 4,5 Gew.% Fe_{ges} festgestellt wurden. Zwar sind bei Berücksichtigung der Nutzung Unterschiede zu erkennen, die aber wie beim Chrom dennoch unerwartet gering sind. In den lösslehmfreien bis –armen Waldoberböden wurde mit 163 mg Zn_{ges}/kg der höchste Mittelwert im Untersuchungsraum festgestellt. Bei höherem Lösslehmanteil sinkt dieser Wert auf 141 mg Zn_{ges}/kg. Ähnlich, aber auf geringerem Niveau verhalten sich die Grünlandböden im Gebiet der basischen Magmatite. Hier stehen135 mg Zn_{ges}/kg in den lösslehmarmen Oberböden 122 mg Zn_{ges}/kg bei höherem Lösslehmanteil gegenüber. Bei den Ackerböden sind hingegen keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Der geringere Tongehalt der Ackerböden kann nicht allein Grund für die geringen Gesamtgehalte sein, da Zn_{ges} nicht in dem Maß vom Tongehalt beeinflusst wird wie Chrom oder Nickel.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Zink im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Zink in mg/kg TB

- < = 30
- > 30 - 40
- > 40 - 60
- > 60 - 80
- > 80 - 100
- > 100 - 150
- > 150 - 200
- > 200 - 250
- > 250
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

Bodenart	Sand	Lehm/Schluff	Ton
mg/kg TB	60	150	200

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

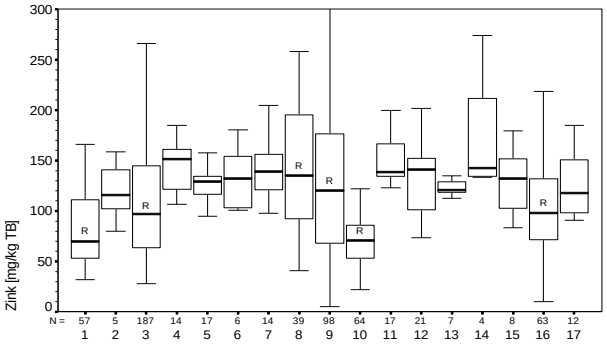


Abb. 70
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Dass sich diese Oberböden in ihrem Zn_{ges}-Gehalt insgesamt relativ wenig unterscheiden, wird auf die Anwesenheit von Lokallösslehmen mit erhöhtem Zn-Gehalt zurückgeführt (siehe unten).

Bei den Oberböden der lösslehmhaltigen bis –reichen Tephren fällt auf, dass sie zum einen deutlich Zn-reicher sind als in anderen Landesgebieten und dass im Untersuchungsraum ihre Solumsedimente deutlich mehr Zn_{ges} enthalten, als ihre in situ liegenden periglazialen Lagen. Dass diese Substrate erhöhte Schwermetallgehalte aufweisen, wurde auch schon bei Chrom und Nickel beobachtet und wird u.a. ebenfalls auf die Anwesenheit von (Zn-reichen) Lokallösslehmen und untergeordnete Beimengungen an basischen Magmatiten zurückgeführt. Andererseits scheinen die intermediären Tephren des Untersuchungsraums tatsächlich besonders Zn-reich zu sein, da auch in lösslehmfreien Schichten des Untergrundes Gehalte von über 200 mg Zn_{ges}/kg beobachtet wurden (siehe auch Abb. 72). Warum aber gerade die Solumsedimente mehr Zn_{ges} enthalten als die periglazialen Lagen ist unklar, da sie sich weder im Lösslehmgehalt noch von der Nutzungsverteilung wesentlich unterscheiden.

Die Oberböden der Lösslehme sind – wie erwähnt - im Untersuchungsraum ohne Berücksichtigung der Nutzung mit durchschnittlich 99 mg Zn_{ges}/kg und einem 90. Perzentil von 153 mg Zn_{ges}/kg relativ Zn-reich. Dies sind ungefähr 40 bis 50% mehr Zn_{ges} als in Lösslehmen anderer Landesteile. Wie bei Chrom und Nickel wird dies als Indiz für das Vorhandensein von Lokallösslehmen gewertet. Auch hier sei nochmals auf die geringe statistische Absicherung dieser Aussage hingewiesen, jedoch deuten auch die übrigen statistischen Parameter und die Situation in den Mischsubstraten eindeutig auf eine erhebliche Lokallösslehmkomponente hin.

Obwohl in Tab. 62 deutlich variierende Mobilgehalte dargestellt sind, bestehen beim Mobilgehalt tatsächlich nur geringe substratbedingte Unterschiede. Vielmehr wird die Höhe des Mobilgehaltes maßgeblich vom pH-Wert gesteuert und steht damit in direkter Beziehung zur Bodennutzung. Das Zn-Gesamtangebot spielt dabei nur eine nachgeordnete Rolle.
Der mittlere Mobilgehalt der Waldoberböden beträgt substratunabhängig 4,79 mg Zn_{mob}/kg und das 90. Perzentil liegt bei 12,1 mg Zn_{mob}/kg. Dies entspricht dem typischen Wertebereich für Waldoberböden aller Substrate. Zwar sind die Mobilgehalte der Waldoberböden im Bereich der basischen Magmatite aufgrund der höheren Gesamtgehalte leicht überdurchschnittlich, jedoch wird dies gerade bei den lösslehmarmen Substraten durch die höheren pH-Werte weitgehend kompensiert. Herrschen für Waldoberböden hohe pH-Werte von > 5 vor, wie sie im Untersuchungsraum fast nur im Bereich der basischen Magmatite vorkommen, liegt der Mobilgehalt bei ca. 2% des Gesamtgehaltes. Sinkt der pH-Wert unter 5, steigt der Mobilgehalt exponentiell an (siehe auch Abb. 69). Dann ist in den Waldoberböden eine relative Verfügbarkeit von 4 bis 9% typisch.

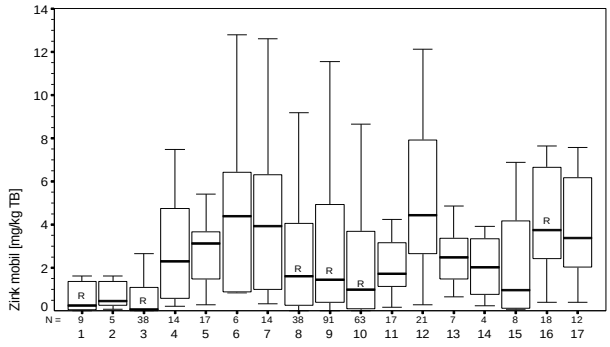


Abb. 71
NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden
(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

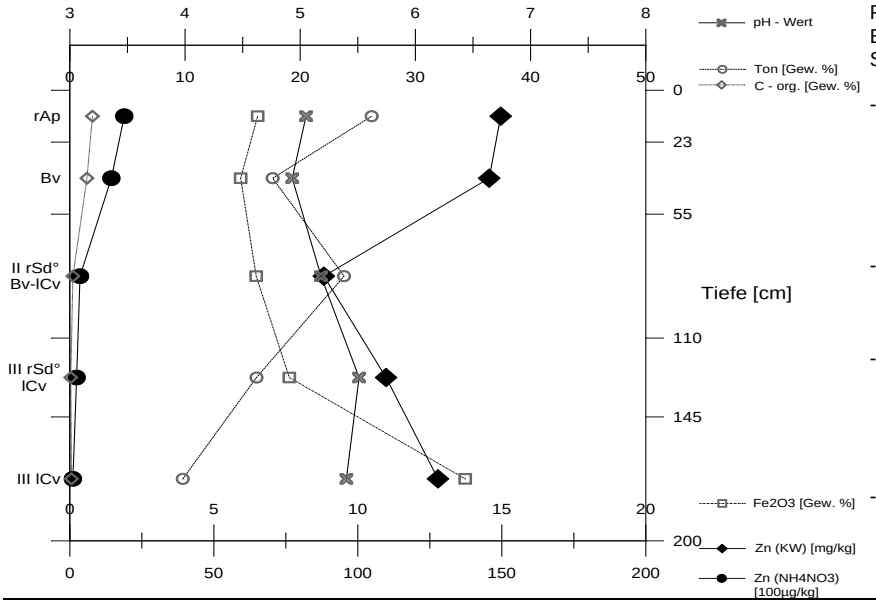
In den Ackerböden des Untersuchungsraums sind die Mobilgehalte bei allen Substraten erheblich niedriger. Trotz nur wenig geringer Gesamtgehalte liegen dort im Mittel nur 0,6% in labilen Bindungsformen vor. Dies entspricht 0,82 mg Zn_{mob}/kg. Im Vergleich zu den Waldböden mit günstigem pH-Wert sind dies erstaunlich geringe Gehalte, da auch in den Ackerböden des Untersuchungsraums ein pH-Wert von 6 nicht überschritten wird. Möglicherweise ist Zn bei hohen Humusgehalten labiler gebunden als in den humusarmen Ackerböden.

Tab. 62 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Nr. Boxplot	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perz. 25	**Median**	Perz. 75	Perz. 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YU	RP	1	*9*	*1*	*<0,01*	*0,05*	***0,26***	*1,43*	*1134,3*	*1889,5*	*1,6*
	5413	2	*5*	*0*	*0,09*	*0,22*	***0,46***	*1,43*	*1,6*	*1,6*	*1,6*
YL	RP	3	38	7	<0,01	0,01	**0,06**	1,09	3,7	5,1	2,7
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	5413	4	14	0	0,22	0,59	**2,30**	4,76	8,1	14,0	7,5
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	5	17	0	0,29	1,38	**3,13**	3,82	7,2	9,1	5,4
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	5413	6	*6*	*0*	*0,84*	*0,88*	***4,39***	*6,43*	*12,2*	*12,8*	*12,8*
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	5413	7	14	0	0,33	1,00	**3,94**	6,32	10,4	12,6	12,6
Au	RP	8	38	0	0,02	0,27	**1,61**	4,07	8,2	21,3	9,2
Al	RP	9	91	1	<0,01	0,40	**1,46**	5,05	12,0	170,7	11,6
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	10	63	3	<0,01	0,10	**0,99**	3,89	7,3	22,2	8,7
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	5413	11	17	0	0,18	1,07	**1,73**	3,43	12,1	24,3	6,8
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	5413	12	21	0	0,28	2,50	**4,44**	8,04	13,8	17,8	16,2
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	5413	13	*7*	*0*	*0,65*	*1,28*	***2,47***	*3,46*	*4,6*	*4,9*	*4,9*
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	5413	14	*4*	*0*	*0,24*	*0,77*	***2,03***	*3,34*	*3,9*	*3,9*	*3,9*
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	5413	15	*8*	*0*	*0,09*	*0,14*	***0,97***	*4,17*	*6,3*	*6,9*	*6,9*
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	RP	16	18	0	0,41	2,42	**3,74**	6,66	7,6	24,9	7,7
	5413	17	12	0	0,41	2,04	**3,38**	6,18	7,1	7,6	7,6

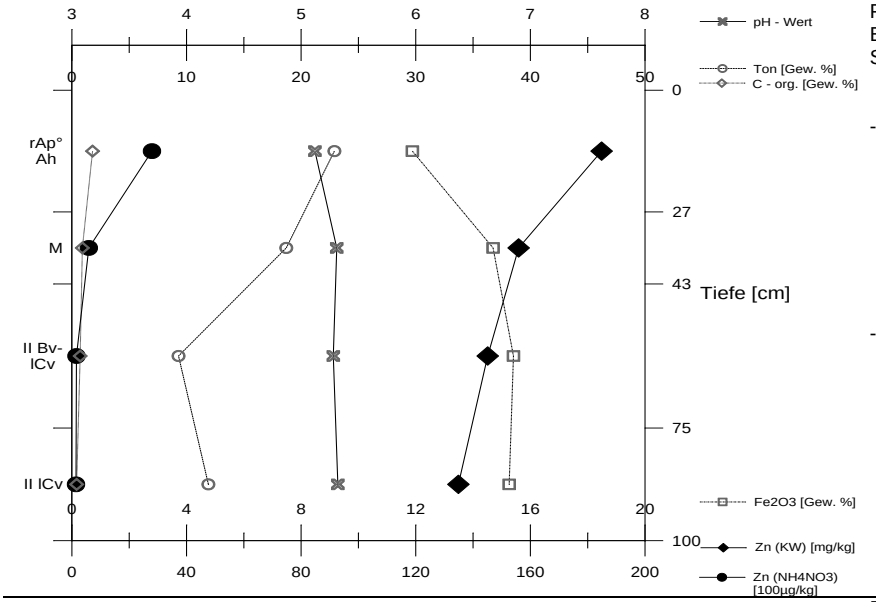
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Erwartungsgemäß befinden sich die Mobilgehalte der Grünlandböden zwischen denen der Wald- und Ackerböden. Im Mittel enthalten sie 1,87 mg Zn_{mob}/kg und das 90. Perzentil beträgt 5,16 mg Zn_{mob}/kg. Dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit am Gesamtgehalt von 1,4% bzw. 3,5%. Auch bei ihnen sind substratbedingte Unterschiede nur angedeutet. Tendenziell sind die Mobilgehalte in lösslehmarmen Grünlandböden leicht unterdurchschnittlich.



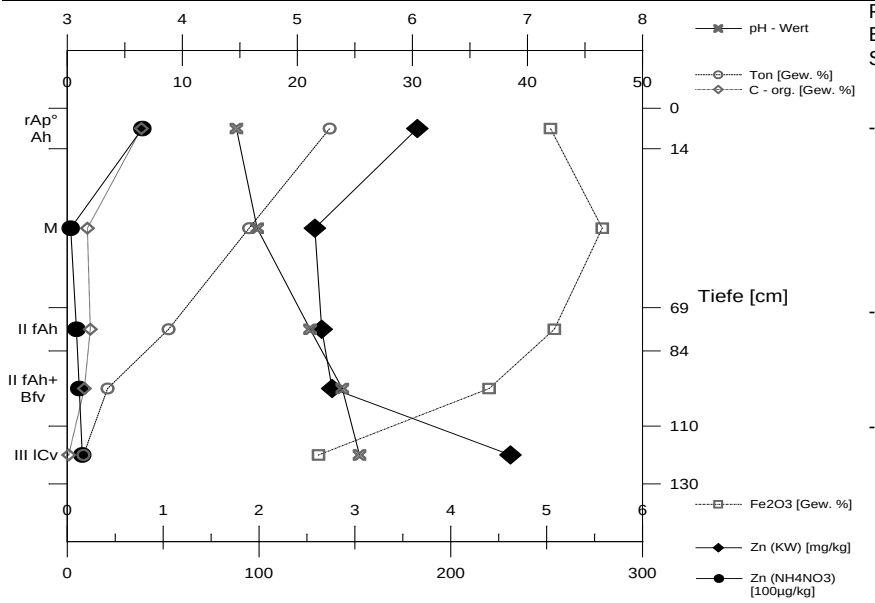
Profil 1 (WES 001)
Bodentyp: Braunerde
Substrat:

- Hauptlage aus Lößlehm (3) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(1)
- verdichtete Mittellage aus Lößlehm (2) und intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2)
- verdichtete Basislage aus intermediärem Vulkanit-(Mugearit-) Zersatz (t)(2), Basalt-Zersatz (t)(1.2) und Basalttuff (-Zersatz) (t)(1.1)
- Basalttuff (-Zersatz) (t)



Profil 2 (WES 003)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

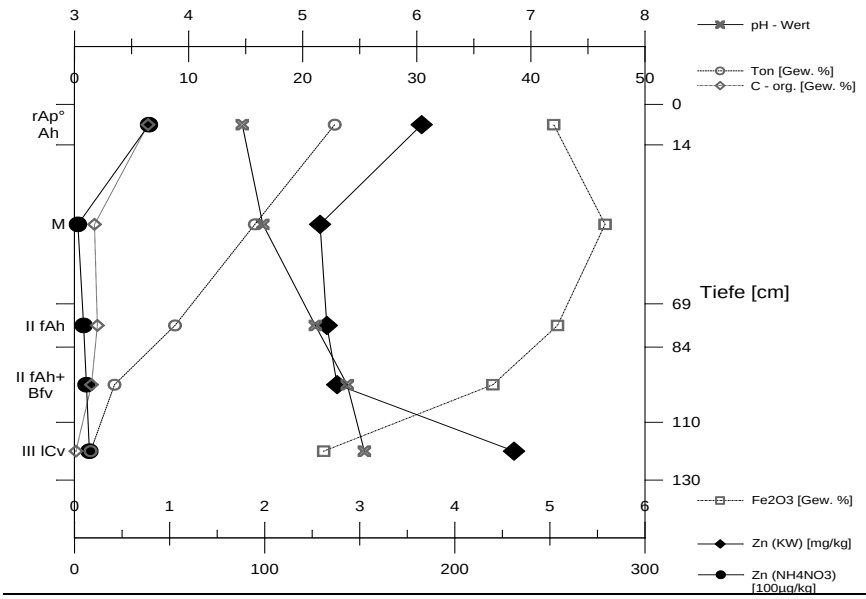
- Solumsediment aus Basalt (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Basalt (t)



Profil 3 (WES 073)
Bodentyp: Kolluvisol über Braunerde
Substrat:

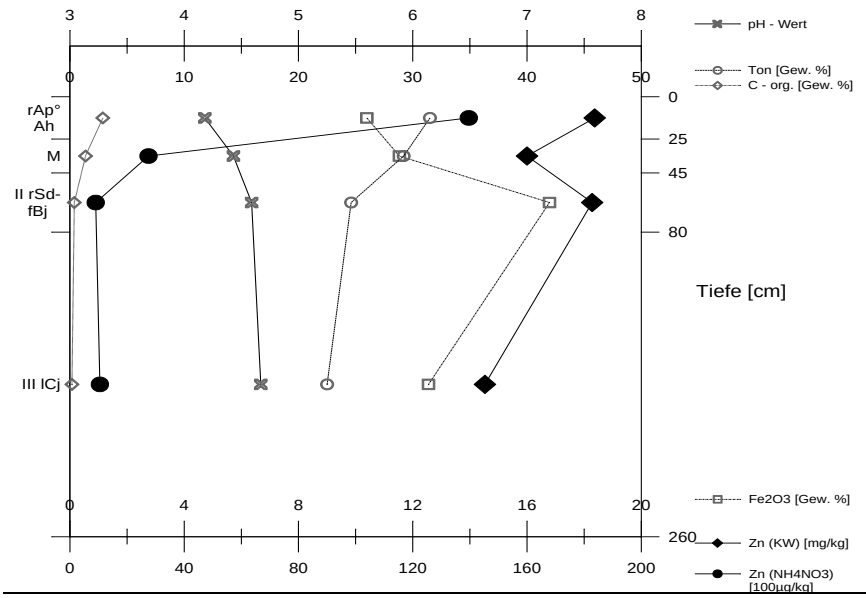
- Solumsediment aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und intermediärer Tephra (2) (qpja) (*Laacher See Tephra*)
- Intermediäre Tephra (qpja) (*Laacher See Tephra*) (überw. Lapilli)

Abb. 72 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich



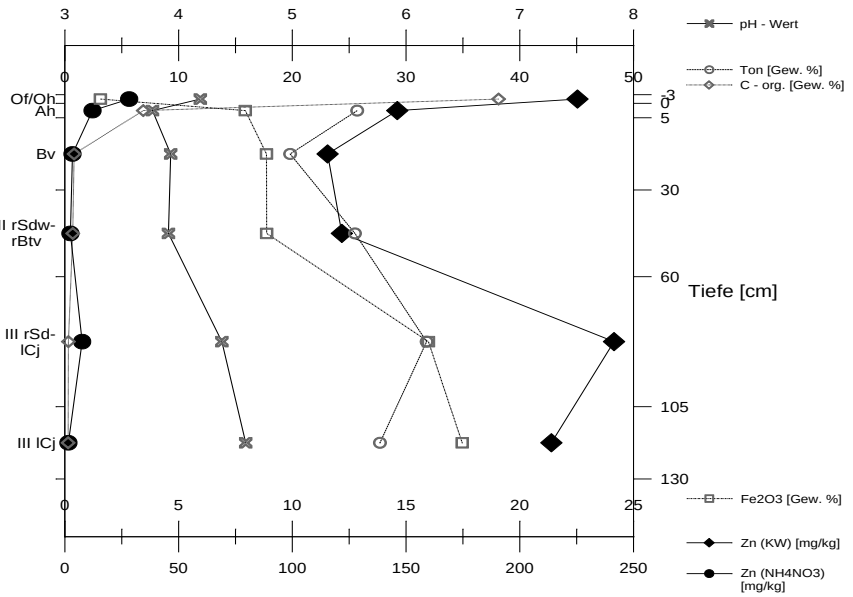
Profil 4 (WES 076)
Bodentyp: Regosol, kolluvial überdeckt
Substrat:

- Solumsediment aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basislage aus Basalt (-Zersatz) (t)
- Basalttuff (-Zersatz) (t) und Basalt (-Zersatz) (t)



Profil 5 (WES 077)
Bodentyp: Kolluvisol
Substrat:

- Solumsediment aus Basalt (-Zersatz) (t)(3) und Lößlehm (1)
- Basalttuffzersatz (t) (2) und Basaltzersatz (kryogen verpresster Paläoboden)
- Basaltzersatz, saprolitisiert und z.T. kaolinitisiert



Profil 6 (WES 088)
Bodentyp: Braunerde, erodiert
Substrat:

- Mullartiger Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Basalt (-Zersatz) (t)(1)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Basalt (-Zersatz) (t)(2)
- Basaltzersatz, saprolitisiert/ kaolinitisiert, z.T. wollsackartig verwitterte Basalte

Fortsetzung Abb. 72 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich

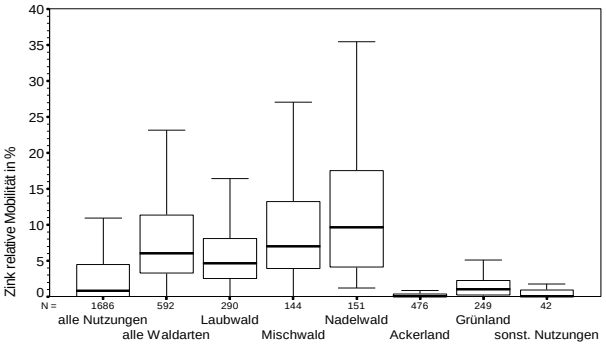


Abb. 73
Relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Die organischen Auflagen der Waldböden enthalten im Untersuchungsraum ungefähr 40% mehr Zn als im Landesdurchschnitt. Der geringste Messwert entspricht fast dem landesweiten Mittelwert. Insgesamt schwanken die Gesamtgehalte in der Humusauflage aber vergleichsweise wenig, so dass die Ausreißergrenze von 169 mg Zn_{ges}/kg kaum über dem Landesdurchschnitt liegt. In ca. 8% der O-Horizonte wurden leichte bis mäßige Überschreitungen der Ausreißergrenze gefunden. Das Zn-Angebot des Oberbodens beeinflusst den Gesamtgehalt in der organischen Auflage nur leicht. Mit 114 mg Zn_{ges}/kg sind die Humusauflagen im Gebiet der basischen Magmatite im Mittel etwas Zn-reicher als im Bereich der intermediären Magmatite, wo die Gehalte meist leicht unter dem substratunabhängigen Mittelwert liegen. Die organischen Auflagen der Zn-reichen Substrate enthalten in der Regel weniger Zn_{ges} als der folgende Oberboden. Bei den lösslehmarmen basischen Magmatiten ist in der organischen Auflage im Mittel nur ca. 70% des Zn_{ges}-Gehaltes ihres Oberbodens zu finden. Bei hohem Lösslehmgehalt weisen Humusauflage und Oberboden hingegen im Mittel gleiche Zn_{ges}-Gehalte auf. Substratunabhängig enthalten die Humusauflagen bei mehr als 60% der Waldböden weniger Zn_{ges} als die folgenden Mineralbodenhorizonte. Im Mittel liegt der Zn_{ges}-Gehalt der organischen Auflage etwa 25% niedriger.

Tab. 63 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	644	0	16	59	**76**	99	126	13446	155
(allgemein))	5413	52	0	74	92	**105**	123	166	233	169
Vb (Organische Auflage;	RP	176	0	21	55	**72**	93	116	285	144
(Laubwald))	5413	36	0	74	93	**108**	120	169	225	155
Vbn (Organische Auflage;	RP	158	0	22	52	**67**	86	121	321	133
(Mischwald))	5413	11	0	82	96	**104**	131	176	233	138
Vn (Organische Auflage;	RP	70	0	16	57	**70**	83	111	181	121
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*75*	*81*	***90***	*109*	*140*	*140*	*140*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Einen gesicherten Einfluss der Streuzusammensetzung auf den Zn_{ges}-Gehalt ist nicht festzustellen. Anders als bei Blei und Quecksilber ist auch kein Zusammenhang zwischen Höhenlage bzw. Niederschlagsmenge nachzuweisen.

Obwohl in den organischen Auflagen der mittlere pH-Wert um 0,8 Einheiten höher ist als im folgenden Mineralbodenhorizont und zudem die Gesamtgehalte meist niedriger sind (siehe oben und auch 4.1.2.), liegt der Zn_{mob}-Gehalt der organischen Auflagen in 75% der Fälle höher als im folgenden Oberboden.

Tab. 64 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink in der organischen Auflage
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V (Organische Auflage;	RP	412	0	0,17	6,61	**11,26**	20,45	28,9	4009,4	40,9
(allgemein))	5413	52	0	1,52	4,52	**8,02**	12,41	16,1	28,3	22,1
Vb (Organische Auflage;	RP	172	0	0,32	5,29	**8,29**	13,17	20,2	83,0	24,9
(Laubwald))	5413	36	0	1,56	4,04	**5,97**	9,16	15,0	28,3	16,0
Vbn (Organische Auflage;	RP	158	0	0,17	7,17	**12,60**	22,24	29,4	103,9	43,6
(Mischwald))	5413	11	0	1,52	7,28	**10,81**	13,81	15,8	16,3	16,3
Vn (Organische Auflage;	RP	68	0	1,36	12,66	**18,80**	25,64	36,8	78,5	40,9
(Nadelwald))	5413	*5*	*0*	*9,63*	*11,18*	***14,87***	*21,20*	*22,0*	*22,1*	*22,0*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Wie oben erwähnt beträgt der mittlere substratunabhängige Mobilgehalt in Waldoberböden 4,79 mg Zn_{mob}/kg, während er in den Humusauflagen bei 8,02 mg Zn_{mob}/kg liegt. Die Mobilgehalte schwanken in einem weiten Bereich von 1,52 mg Zn_{mob}/kg bis 28,3 mg Zn_{mob}/kg. Sie werden neben dem Gesamtgehalt maßgeblich vom pH-Wert gesteuert. Liegt der pH-Wert der organischen Auflage zwischen 4 und 5, enthalten sie im Mittel 11,2 mg Zn_{mob}/kg, womit etwa 10% des Gesamtgehaltes labil gebunden ist. Bei höheren pH-Werten ist es jeweils nur noch etwa die Hälfte. In den stark sauren Humusauflagen mit pH-Werten < 4 steigen Mobilgehalt und relative Verfügbarkeit hingegen auf durchschnittlich 15,7 mg Zn_{mob}/kg bzw. 18%. Solch tiefe pH-Werte sind im Untersuchungsraum vor allem in Nadelwäldern anzutreffen. Die Abhängigkeit von der Bodenreaktion ist damit ähnlich ausgeprägt wie im Mineralboden, wobei sowohl Absolut- als auch Relativgehalt deutlich höher sind. Offensichtlich ist bei einer Dominanz organischer Bindungsplätze Zn deutlich leichter verfügbar.
Wenn auch hohe Mobilgehalte im Untersuchungsraum gefunden wurden, liegen sie dennoch unter dem Landesdurchschnitt (siehe Tab. 64). Dies dürfte vor allem auf die flächig erfolgten Bodenschutzkalkungen zurückzuführen sein.

Der vertikale Konzentrationsverlauf des Zn ist auch in relativ homogenen Substraten häufig uneinheitlich. In den Substraten der basischen Magmatite sinkt der Gesamtgehalt vom Ober- zum Unterboden häufig leicht ab, um gerade in lösslehmfreien Schichten des Untergrundes aus saprolitisiertem, kaolinitisiertem Basaltzersatz wieder etwa auf die Konzentration im Oberboden anzusteigen. Allerdings wurde auch öfters eine kontinuierliche Abnahme mit der Tiefe beobachtet. Anders als bei Chrom, Kupfer und Nickel scheint eine residuale Anreicherung während der Verwitterung der Gesteine nur untergeordnet stattgefunden zu haben. Auch folgt der Zn_{ges}-Gehalt häufig nicht dem Tiefenverlauf des Eisengehaltes. Typisch für die lösslehmfreien Unterbodenhorizonte der Basalte sind Gehalte um 125 mg Zn_{ges}/kg, bei den C-Horizonten um 131 mg Zn_{ges}/kg.

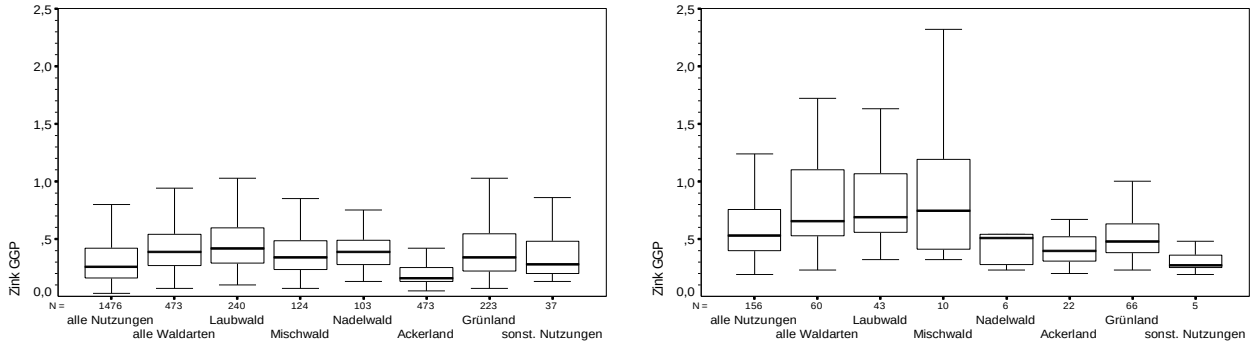
Im Gebiet der basischen Magmatite sinken die Mobilgehalte unterhalb des Oberbodens meist deutlich ab. In den lösslehmarmen bis –freien Unterböden liegt der mittlere Mobilgehalt bei 1,22 mg Zn_{mob}/kg und in den Untergrundhorizonten bei nur 0,31 mg Zn_{mob}/kg. Bei höherem Lösslehmanteil sind in den Unterböden 1,51 mg Zn_{mob}/kg zu finden. Die Konzentrationshöhe wird maßgeblich vom pH-Wert und kaum vom Gesamtgehalt beeinflusst. Selbst bei pH-Werten < 5 steigt die relative Verfügbarkeit in den humusfreien Untergrundhorizonten nur selten über 1%. Dies wird als weiterer Hinweis gewertet, dass neben dem pH-Wert auch der Humusgehalt einen gewissen Einfluss auf die Zn-Mobilität ausübt.

Für das Element Zink ist wie bei den Elementen Cadmium und Nickel nicht der Vorsorgewert für schluffig/lehmige Böden von 150 mg Zn_{ges}/kg anzuwenden, sondern aufgrund der niedrigen pH-Werte jener für die Bodenart Sand von 60 mg Zn_{ges}/kg. In allen landwirtschaftlich genutzten Böden liegen die Gehalte mehr oder weniger deutlich über dem Vorsorgewert. Sowohl Acker- als auch Grünlandböden enthalten im Mittel um 136 mg Zn_{ges}/kg. Die substratbezogene höchste Ausreißergrenze für Grünlandböden liegt bei 233 mg Zn_{ges}/kg und betrifft die lösslehmhaltigen bis –reichen Substrate im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Im gesamten Untersuchungsraum ist im Gebiet der basischen Magmatite mit geogenen Gesamtgehalten von bis zu 210 bis 240 mg Zn_{ges}/kg zu rechnen. Bis zu einer solchen Konzentrationshöhe sind sie im Sinne der BBodSchV als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte anzusehen. In 3 Grünlandoberböden wurden noch deutlich höhere Werte von bis zu 785 mg Zn_{ges}/kg festgestellt. Hier ist von einer unbekannten (vermutlich anthropogenen) Belastung auszugehen.
Die Situation in den Waldböden entspricht weitgehend der der landwirtschaftlich genutzten Böden, wobei die Bewertung hinsichtlich der BBodSchV aufgrund der hohen Humusgehalte im Oberboden in der Regel nicht erfolgen kann.
Der mittlere Mobilgehalt erreicht in den Ackerböden mit 0,9 mg Zn_{mob}/kg knapp die Hälfte des für diese Nutzung geltenden Prüfwertes der BBodSchV (1999) von 2 mg Zn_{mob}/kg für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze. In etwas mehr als 10% der Fälle wird er geringfügig überschritten. Dies sind Böden mit für diese Nutzungsform relativ niedrigen pH-Werten um 5.

Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) sieht bei den Elementen Cadmium und Zink ebenfalls strengere Grenzwerte bei pH-Werten < 6 vor. Für die Ackerböden im Untersuchungsraum ist der Grenzwert von 150 mg Zn_{ges}/kg anzuwenden. Wie oben erwähnt liegt der Zn_{ges}-Gehalt bei der Mehrheit der untersuchten Ackerböden nur wenig unterhalb dieses Wertes. Etwa jeder 3. Ackerboden weist Zn_{ges}-Gehalte auf, bei denen eine Klärschlammaufbringung unzulässig ist. Damit treten Überschreitungen ähnlich häufig wie beim Nickel auf. Bei etwa der Hälfte dieser Böden liegen beide Elemente gleichzeitig über dem jeweiligen Grenzwert.

Die gegenüber Ackerböden tieferen pH-Werte der Grünlandböden führen zu deutlich höheren Mobilgehalten von durchschnittlich 1,9 mg Zn_{mob}/kg. Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg Zn_{mob}/kg für Futterpflanzen wird in etwas über 11% der untersuchten Grünlandböden überboten. In 5% der Fälle liegt der Zn_{mob}-Gehalt sogar knapp über der Prüfwertgrenze von 10 mg Zn_{mob}/kg für das Pflanzenwachstum. Als Maximalwert wurden 14 mg Zn_{mob}/kg gemessen. Diese Prüfwertüberschreitungen sind bei allen Substraten zu beobachten. Die Zn-Mobilität entspricht dennoch exakt den geochemischen Erwartungswerten. Es ist das Zusammentreffen von hohen Zn_{ges}-Gehalten und niedrigen pH-Werten, das zu hohen Zn_{mob}-Gehalten führt. Daher ist wie schon bei Cadmium und Nickel bei pH-Werten < 5 die Kalkung der Grünlandböden zu empfehlen. Als Ziel-pH ist ein Wert um pH 6 anzustreben. Damit dürften Prüfwertüberschreitungen vermieden werden.

Wie bei den Elementen Cadmium, Chrom und Nickel liegt auch bei Zink das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) allgemein über dem Landesdurchschnitt. Dies wird zum einen durch die überdurchschnittlichen lithogenen Zn-Gehalte der basischen Magmatite hervorgerufen, zum anderen dürften auch anthropogene Einträge wie bei Blei und Cadmium eine Rolle spielen. Diese Immissionen und die Tatsache, dass die Substrate mit geringeren Zn_{ges}-Gehalten gleichzeitig tiefere pH-Werte aufweisen, führt dazu, dass substratbedingte Unterschiede beim GGP verschwimmen.



Rheinland-Pfalz Westerburg

Abb. 74 Gewichtetes Gefährdungspotential von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Aufgrund vergleichsweise hoher pH-Werte und der damit verbundenen niedrigen Mobilgehalte fallen alle untersuchten Ackerböden in die geringe Gefährdungsklasse. Dies trifft auch auf fast 80% der Grünlandböden zu. Das GGP schwankt bei dieser Nutzung in einem weitem Bereich von 0,2-1,9, d.h. zwischen der Klasse geringes bis hohes GGP. Ungünstige Bewertungen können in allen Substraten auftreten. Das Zusammentreffen von Gesamtgehalten von etwa >150 mg Zn_{ges}/kg und pH-Werten < 5 führt zu einem erhöhten GGP.

Ganz ähnlich ist die Situation in den Waldböden. Durch die nutzungsbedingt höheren Mobilgehalte werden sie zwar insgesamt ungünstiger als die Grünlandböden bewertet, aber auch hier schwanken die Werte in einem weitem Bereich von 0,2 bis 2,7. Der Mittelwert liegt bei 0,7, was etwa dem Doppelten des Landesdurchschnitts entspricht. Auch bei dieser Nutzung sind keine eindeutigen substratbedingten Abhängigkeiten erkennbar. Die Hälfte der Waldböden fallen in die geringe, 8% in die hohe Gefährdungsklasse. In fast der Hälfte der Waldoberböden überschreitet der Mobilgehalt den allgemeinen Prüfwert nach PRÜEß (1992) von 5 mg Zn_{mob}/kg, welcher die Bewertung maßgeblich beeinflusst. In jedem 6. Waldoberboden liegt der Mobilgehalt mehr als doppelt so hoch.

Am ehesten sind hohe GGP in Waldböden aus intensiv verwitterten basischen Magmatiten zu erwarten, da hier hohe Gesamtgehalte mit niedrigen pH-Werten zusammentreffen.

4.3. Organische Schadstoffe

Die meisten organischen Schadstoffe sind xenobiotisch, d.h. sie sind im Wesentlichen künstliche organische Verbindungen, die in der Natur nicht vorkommen. Vermutlich entsteht ein vernachlässigbar kleiner Teil der Kohlenwasserstoffe auch in der Natur. Der nutzungsbezogenen Betrachtung der Daten kommt daher die entscheidende Bedeutung zu. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung beeinflusst die Gehalte nicht direkt, wohl aber indirekt über die substratabhängige Bodenreaktion und den Gehalt an organischer Substanz.

Nach KUNTZE et al. (1988) existieren etwa 50000 bekannte umweltrelevante Verbindungen und jährlich kommen etwa 1000-1500 hinzu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). 115 dieser Verbindungen werden von der OECD zu den Risikostoffen gezählt (KUNTZE et al. 1988). Zu den wichtigsten xenobiotischen organischen Stoffgruppen in Böden zählen chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Inhaltsstoffe der Kunststoffe (überwiegend Weichmacher → Phtalate). Bei etlichen der untersuchten organischen Schadstoffen handelt es sich um überwiegend

Tab. 65 Organische Schadstoffe im Boden (KUNTZE et al. 1988)

	PCB	PAK	PCP	PCDD/F	HCH	HCB
Natürlicher Gehalt im Boden	< 0,1 µg	-	-	-	-	-
Produktion	nein	ja	ja	(ja)	nein	(ja)
Eintragsweg	KS*	Luft	PSM*	Luft→MV*	PSM*	PSM*
Persistenz	äußerst hoch	sehr hoch	hoch	äußerst hoch	sehr hoch	sehr hoch
Mobilität	hoch	hoch	äußerst hoch	hoch	sehr hoch	äußerst hoch
pflanz. Aufnahme	hoch	hoch	hoch	hoch	äußerst hoch	äußerst hoch

* KS = Klärschlamm; PSM = Pflanzenschutzmittel, MV = Müllverbrennung

schwerflüchtige CKW, die als Biozide und in der industriellen Fabrikation eingesetzt werden oder wurden.

PAK entstehen in erster Linie bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und organischer Substanz. Mit zunehmendem Molekulargewicht nimmt die Schädlichkeit der PAK zu. Das als krebserregend eingestufte Benzo(a)pyren gilt als Leitkomponente der PAK und hat einen mittleren Anteil von 10% am PAK-Gesamtgehalt (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995). Gewisse Verbindungen der PAK-Gruppe werden in der Industrie verwendet (z.B. Fluoranthen, Phenanthren, Pyren) und sind Bestandteil von Rohölprodukten.

Dioxine und Furane (PCDD/F) gelangen in die Umwelt als Verunreinigungen chlorhaltiger organischer Chemikalien (z.B. PCB, PCP, HCH) sowie bei der unvollständigen Verbrennung bei Anwesenheit von Halogenen (BALLSCHMITER & BACHER 1996). Bekanntester Vertreter dieser Stoffgruppe ist das hochtoxische 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD, „Seveso-Gift“).

Die untersuchten Stoffe sind in Böden überwiegend hoch persistent, d.h. es vergeht ein verhältnismäßig großer Zeitraum, bis der jeweilige Stoff auf chemischem oder mikrobiellem Weg abgebaut ist. Vom photochemischen Abbau abgesehen kommt dem mikrobiellen Abbau die wesentliche Bedeutung zu (KUNTZE et al. 1988, BLUME et al. 1990). Organische Halogenverbindungen reichern sich, da sie meist fettlöslich sind, in der Nahrungskette an (CHRISTEN 1985). Der Abbau im Boden ist je nach Durchlüftungsgrad, Bodentemperatur, mikrobieller Aktivität, Gehalt an organischer Substanz und an Tonmine-

Tab. 66 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden

			< oSW1		≥ oSW1		Σ
	Stoffgruppe	**oSW1**	Anzahl	**%**	Anzahl	**%**	Anzahl
Zielebene 1 (oSW1) (ALEX-02):	Σ-PCB	10 µg/kg TB	39	**87**	6	**13**	45
(multifunktionelle Nutzung)	Σ-PAK	1000 µg/kg TB	32	**71**	13	**29**	45
	Σ-PCDD/F	10 ng I-TEq/kg TB	38	**84**	7	**16**	45
		Vorsorgewert*	< Vorsorgewert		≥ Vorsorgewert		Σ
	Σ-PCB (PCB_6)	50 µg/kg TB	31	**100**	0	**0**	31
Vorsorgewert für organische		100 µg/kg TB	14	**100**	0	**0**	14
Stoffe (BBodSchV 1999)	BaP	300 µg/kg TB	30	**97**	1	**3**	31
		1000 µg/kg TB	14	**100**	0	**0**	14
	Σ-PAK (PAK_{16})	3000 µg/kg TB	29	**94**	2	**6**	31
		10000 µg/kg TB	14	**100**	0	**0**	14

* niedriger Wert für Humusgehalt ≤ 8%

ralen sehr unterschiedlich. Besonders Huminstoffe deaktivieren die Wirkung der Schadstoffe durch Sorption, was allerdings zu längeren Verweilzeiten im Boden führt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984, KUNTZE et al. 1988).

Tab. 67 Prüfwerte der BBodSchV (1999) für organische Stoffe (Wirkungspfad Boden-Mensch) (in µg/kg Trockenmasse)

	Benzo-(a)pyren	DDT	HCB	HCH-Gemisch	PCP	Σ-PCB
Kinderspielflächen	2.000	40.000	4.000	5.000	50.000	400
Wohngebiete	4.000	80.000	8.000	10.000	100.000	800
Park- u. Freizeitanlagen	10.000	200.000	20.000	25.000	250.000	2.000
Industrie- und Gewerbegrundstücke	12.000	-	200.000	400.000	250.000	40.000

Wie bei den Spurenelementen erfolgt die Beurteilung nach gesetzlichen Regelwerken nicht mehr wie in den vorangegangenen Bodenzustandsberichten in gesonderten Kapiteln, sondern in den Beiträgen zu den untersuchten Stoffgruppen (4.3.ff). Zur Bewertung der Gehalte wird die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) und der strengste Sanierungswert des Merkblattes ALEX-02 (1997) vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht herangezogen. Weitere Informationen zu den Vorsorge- und Prüfwerten der BBodSchV sind in Kapitel 4.2. enthalten.

4.3.1. Biozide

Die Cyclodien-Insektizide Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor und Heptachlorepoxid, deren Anwendung im Laufe der 80er Jahren verboten wurde, konnten wie bei den vorigen Bodenzustandsberichten in keinem der untersuchten Böden nachgewiesen werden.
Obwohl die Verwendung von chemisch reinem γ-HCH (Lindan) stark eingeschränkt zulässig ist, lag erstmalig in allen Proben der Gehalt des Insektizids Hexachlorcyclohexan (HCH) unter der Nachweisgrenze. Schon bei den letzten Berichten konnte nur noch in Einzelfällen Spuren des Wirkstoffes γ-HCH (Lindan) festgestellt werden. Er wurde bis Anfang der 80er Jahre auch in Wäldern zur Bekämpfung des Borkenkäfers eingesetzt (JONECK & PRINZ 1993). Noch beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996), bei dem die Beprobung vor etwa 15 Jahren erfolgte, war in 95% der Fälle HCH-Isomere in Waldböden zu finden. Seit 1986 gilt ein landesweites und seit 1988 ein bundesweites Anwendungsverbot lindanhaltiger Forstschutzmittel. Die vorliegenden Daten belegen, dass die HCH-Belastung auch in den Waldböden mittlerweile weitgehend abgeklungen ist. Technisches HCH, einem Gemisch, das neben dem insektiziden γ-HCH auch die Isomere α-, β- und δ-HCH enthält, darf schon seit 1980 nicht mehr als Pflanzenschutzmittel appliziert werden. Daher wurde auch nicht damit gerechnet, diese Isomere nachzuweisen.

In den Böden des Arbeitsgebietes wurden ebenfalls niedrige Gehalte an Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) erwartet, weil einerseits der DDT-Einsatz seit über 25 Jahren vom Gesetzgeber untersagt ist, andererseits Sonderkulturen - wie z.B. Wein- und Obstbau – auf diesem Blatt bedeutungslos sind. Bis heute sind die höchsten DDT-Gehalte in Sonderkulturböden zu finden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998). Im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz wurden allerdings auch in Waldböden, insbesondere in Nadelwäldern, überdurchschnittliche Konzentrationen dieses Insektizids gefunden.

	< NWG		≥ NWG	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Aldrin	45	100	0	0
Dieldrin	45	100	0	0
Endrin	45	100	0	0
Heptachlor	45	100	0	0
o,p´-DDD	45	100	0	0
p,p´-DDD	45	100	0	0
o,p´-DDE	44	98	1	2
p,p´-DDE	27	60	18	40
o,p´-DDT	42	93	3	7
p,p´-DDT	34	76	11	24
α-HCH	45	100	0	0
β-HCH	45	100	0	0
γ-HCH (Lindan)	45	100	0	0
δ-HCH	45	100	0	0
HCB	27	60	18	40
Pentachlorphenol	44	98	1	2

Tab. 68 Blatt 5413 Westerburg: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze

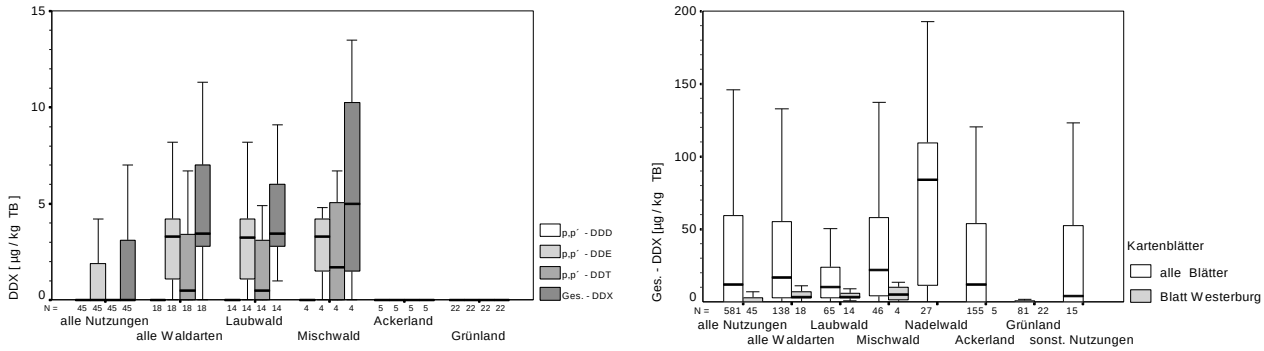
Der Wirkstoff setzte sich ursprünglich zu 70% aus p,p´-DDT und zu 30% aus o,p´-DDT zusammen. Beim Abbau bilden sich die inaktiveren Isomere DDE und DDD. Nach DOMSCH (1992) verlieren diese Abbauprodukte die insektizide Wirkung. Die Gesamtgehalte der DDT-Gruppe (Σ-DDX) liegen weit unter den Konzentrationen, die noch in vor 15 Jahren entnommenen Bodenproben festgestellt wurden (Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz 1996). In den aus dem Untersuchungsraum stammenden Proben konnte in mehr als der Hälfte der Fälle keines der Isomere festgestellt werden und das 90. Perzentil liegt bei nur 9 µg Σ-DDX/kg.

Auch im Vergleich zu den Bodenzustandsberichten der letzten Jahre sind die Gehalte gering und entsprechen denen, die beim Bodenzustandsbericht Kisselbach (HAUENSTEIN 2000), einem ländlich geprägten Raum auf der Hunsrückhochfläche, gefunden wurden. Gegenüber dem Verdichtungsraum

Tab. 69 Statistische Kennwerte: Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ-DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	581	169	<1	<1	**12**	60	174	24284	151
	5413	45	25	<1	<1	**<1**	3	9	23	9
alle Waldarten	RP	138	16	<1	3	**17**	56	108	262	133
	5413	18	1	<1	3	**4**	7	13	23	11
Laubwald	RP	65	9	<1	3	**10**	26	51	220	56
	5413	14	0	1	3	**4**	6	13	23	9
Mischwald	RP	46	5	<1	4	**22**	58	113	224	137
	5413	*4*	*1*	*<1*	*1*	***5***	*10*	*14*	*14*	*14*
Ackerland	RP	155	51	<1	<1	**12**	54	150	1211	121
	5413	*5*	*4*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*4*	*4*	*<1*
Grünland	RP	79	57	<1	<1	**<1**	1	20	208	2
	5413	21	20	<1	<1	**<1**	<1	<1	14	<1

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg



Blatt 5413 Westerburg

Abb. 75 p,p´-DDX-Isomere und Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Mainz mit seinem sehr hohen Anteil an Sonderkulturen ist die DDX-Belastung schätzungsweise um 90% geringer (HAUENSTEIN & BOR 1998).

In fast allen Waldböden im Untersuchungsraum konnten Spuren von DDX-Verbindungen nachgewiesen werden. Gegenüber anderen Nutzungsgruppen ist der Median mit 4 µg Σ-DDX/kg zwar am höchsten, beträgt aber nur etwa die Hälfte des Medians der letztjährigen Bodenzustandsberichte. Der Maximalwert von 23 µg Σ-DDX/kg liegt sogar noch unter dem Median der noch vor 15 Jahren in rheinland-pfälzischen Wäldern festgestellt wurde. Sofern DDT in Wäldern nicht eingesetzt wurde, ist die Ursache für die etwas höhere Belastung der Böden in der höheren Filterwirkung der Waldvegetation zu suchen. Hinzu kommt die im Gegensatz zu Ackerböden fehlende Durchmischung der oberen Bodenhorizonte durch Pflügen sowie der fehlende Ernteentzug. Einen Einfluss hat ferner auch die geringere Entnahmetiefe bei der horizontweisen Beprobung der Waldböden. Inwieweit der Abbau in Waldböden langsamer verläuft, kann hier nicht beurteilt werden. Diese Überlegungen gelten für alle untersuchten organischen Schadstoffe.
Offensichtlich handelt es sich um eine abklingende "historische" Belastung. Darauf weisen nicht nur die heute weit geringeren Gehalte hin, sondern auch das veränderte Isomeren-Verhältnis. Wurde beim Bodenbelastungskataster noch ein mittleres p,p´-DDT/p,p´-DDE-Verhältnis von 2:1 festgestellt, überwiegt heute in den Waldböden meist das p,p´-DDE. Das heißt, dass das Verhältnis zu Gunsten des minder toxischen Abbauproduktes p,p´-DDE verschoben ist. Lediglich in den Böden mit überdurchschnittlicher Gesamtbelastung ist das Verhältnis ausgeglichen bzw. ist der p,p´-DDT-Gehalt noch geringfügig höher. Im Mittel enthalten die Waldböden im Untersuchungsraum weniger als 1 µg p,p´-DDT/kg und 3 µg p,p´-DDE/kg. Dies bedeutet, dass die Gesamtbelastung heute in erster Linie vom Abbauprodukt p,p´-DDE und nicht mehr vom eigentlichen Wirkstoff ausgeht. Ein weiteres Indiz für den Abbau ist die Relation zwischen p,p´-DDT und o,p´-DDT. Während das Verhältnis bei der Applikation bei 2,3:1 lag, verschob es sich durch die raschere Metabolisierung des o,p´-DDT zu höheren Verhältniszahlen. In der vorliegenden Arbeit konnte dies aber nicht mehr überprüft werden, da dieses Isomer nur noch in 3 Waldböden mit maximal 3 µg/kg nachgewiesen wurde.
Die landwirtschaftlich genutzten Böden sind als praktisch unbelastet zu bewerten. Lediglich 2 von 26 Standorten enthielten noch Spuren von DDX-Verbindungen.

Der Nachweis von Spuren des seit 1981 verbotenen Herbizids Hexachlorbenzol (HCB) gelang in 40% der untersuchten Böden. Mit einem Median von 4 µg/kg und einem 90. Perzentil von 7 µg/kg sind die höchsten HCB-Gehalte erwartungsgemäß in den Ackerböden zu finden. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden zwar nur 5 Ackerflächen beprobt, so dass eine erhebliche statistische Unsicherheit

Tab. 70 Statistische Kennwerte: Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	580	314	<1	<1	**<1**	3	6	265	9
	5413	45	27	<1	<1	**<1**	2	5	7	7
alle Waldarten	RP	138	91	<1	<1	**<1**	2	5	102	7
	5413	18	12	<1	<1	**<1**	1	2	5	5
Laubwald	RP	65	49	<1	<1	**<1**	<1	4	102	-2
	5413	14	9	<1	<1	**<1**	1	3	5	5
Mischwald	RP	46	31	<1	<1	**<1**	2	3	28	5
	5413	*4*	*3*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*2*	*2*	*2*
Ackerland	RP	154	31	<1	1	**2**	5	7	48	11
	5413	*5*	*0*	*1*	*2*	***4***	*5*	*7*	*7*	*7*
Grünland	RP	79	52	<1	<1	**<1**	2	5	15	7
	5413	21	14	<1	<1	**<1**	3	5	6	6

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

besteht, jedoch decken sich die Ergebnisse mit den Erkenntnissen der vorangegangenen Bodenzustandsberichten und Literaturangaben (LABO 1998, JONECK & PRINZ 1993). Es ist anzunehmen, dass HCB im Wesentlichen direkt in die Ackerböden gelangte, da es früher u.a. als Saatbeize verwendet wurde. Gegenüber früheren Bodenzustandsberichten wurde HCB etwas häufiger auch bei den übrigen Nutzungsarten festgestellt, wobei die Gehalte die Bestimmungsgrenze nur geringfügig überschreiten. Tendenziell ist die HCB-Belastung gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz leicht gesunken. Der Vergleich mit Daten aus anderen Bundesländern zeigt, dass die Gehalte im Untersuchungsgebiet insgesamt vergleichbar bis leicht unterdurchschnittlich sind (LABO 1998, JONECK & PRINZ 1993). Die gefundenen Werte sind als eine geringe ubiqitäre Hintergrundbelastung anzusehen.

Pentachlorphenol (PCP) ist ein Biozid, das bis 1986 als Holzschutzmittel, Fungizid, Herbizid und Insektizid eingesetzt werden durfte. Der Einsatz erfolgte vor allem im industriellen Bereich (Holzverarbeitung, Papier, Zellstoff) und nicht in der Landwirtschaft. Der Abbau wird stark vom pH-Wert und der organischen Substanz beeinflusst. Die Halbwertszeit des mikrobiellen Abbaus schwankt bei günstigen Bedingungen zwischen 10 und 40 Tagen und gilt daher im Boden als wenig beständig (DOMSCH 1992). PCP wurde erstmals zum Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Von den bislang 181 in Rheinland-Pfalz untersuchten Böden konnten nur in 4% der Fälle geringfügige PCP-Gehalte von nicht mehr als 4 µg/kg festgestellt werden.
Nur in einem Waldoberboden wurde im Untersuchungsraum die Bestimmungsgrenze von 1 µg PCP/kg erreicht. Da im Untersuchungsgebiet typische Emittenten fehlen und PCP im Boden relativ instabil ist, besitzt dieser Schadstoff im Untersuchungsraum keine Bedeutung. Auf Blatt Kisselbach wurden dagegen in 20% der Böden minimale PCP-Konzentrationen bis 3 µg/kg gemessen.

Die Böden auf Blatt 5413 Westerburg sind hinsichtlich der Biozide nur sehr gering belastet. Lediglich HCB und einzelne Abbauprodukte des DDT konnten in bis zu 40% der Böden bestimmt werden. Eine aus der früheren Verwendung von DDT stammende (Alt-)Belastung ist zwar noch angedeutet, aber die Daten zeigen, dass die Gehalte dieser hochpersistenten Schadstoffgruppe weiter rückläufig sind.

4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen überwiegend durch Pyrolyse bei der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe.
Die toxische Wirkung der PAK ist sehr unterschiedlich und nicht abschließend geklärt. Neben gering toxischen Verbindungen existieren minder und hoch toxische PAK. In erster Linie sind es die Verbindungen mit mindestens vier zusammengeschlossenen (anellierten) Benzolringen, die infolge ihrer geringen Abbaubarkeit (Persistenz) und Toxizität eine besondere Umweltrelevanz aufweisen. Neben der Zahl der Ringe spielt die Struktur der Verbindung eine entscheidende Rolle. Benzo(a)pyren (BaP) gilt wegen seiner starken Kanzerogenität als gefährlichster Vertreter dieser Schadstoffgruppe, während hingegen Benzo(e)pyren (BeP) als minder toxisch eingestuft wird (ALLOWAY & AYRES 1996). Eine Einstufung nach Toxizitätsäquivalenten wie bei den Dioxinen/Furanen wäre begrüßenswert, um die Gesamtbelastung besser abschätzen zu können. Ferner entstehenden beim Abbau Metaboliten, die eine höhere Toxizität aufweisen können als ihre Ausgangssubstanzen (ALLOWAY & AYRES 1996).
PAK werden in starkem Maß an die organische Substanz gebunden und reichern sich daher in den obersten Bodenhorizonten an. Vertikale Verlagerungen erfolgen vermutlich in erster Linie durch Anlagerung an lösliche Huminstoffe in sauren Böden (HARTMANN 1995). Niederkondensierte PAK sind leichter flüchtig, besser verfügbar und werden stärker abgebaut. Aufgrund dieser Eigenschaften sinkt die Persistenz in Böden mit dem Molekulargewicht und dem Kondensationsgrad. Günstige mikrobielle Lebensbedingungen wie eine gute Nährstoffversorgung, ein niedriges CN-Verhältnis und eine schwach saure Bodenreaktion fördern im Boden den Abbau.
Bei den untersuchten Einzelkomponenten (siehe Tab. 71) wurden neben den in der EPA-Liste aufgeführten 16 PAK zusätzlich die Parameter Benzo(e)pyren und Anthanthren in den Untersuchungsumfang aufgenommen. Die Gesamtbelastung ergibt sich aus der Addition der 16 Einzelkomponenten der EPA-Liste (PAK_{16}). Die Summenbildung gemäß EPA ist die heute gebräuchlichste Methode, um die Gesamtbelastung der PAK zu beurteilen. Der Vergleich mit Ergebnissen anderer Untersuchungen gestaltet sich dennoch aufgrund verschiedenartiger PAK-Summenbildung teilweise schwierig (Σ nach TVO, Σ nach JONECK & PRINZ 1993).
Neben der Gesamtbelastung charakterisiert auch das Verhältnis der Einzelkomponenten untereinander die Eintragssituation. Ohne direkten Emittenteneinfluss stellt sich in den mitteleuropäischen Böden ein typisches ubiquitäres Hintergrundprofil ein. Da ein Vergleich aller Einzelkomponenten schwierig und unübersichtlich ist, kann zur Charakterisierung z.B. der BaP-Anteil am PAK_{16}-Gehalt oder das Verhältnis zwischen nieder- und höhermolekularen PAK herangezogen werden. In Verdichtungsräumen besteht PAK_{16} zu ca. 10% aus BaP (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995, HAUENSTEIN & BOR 1998), während der BaP-Anteil in ländlich geprägten Regionen geringer ist. Die Reihe der niedermolekularen PAK ($PAK_{16}n$) bilden die ersten 8 Komponenten der EPA-Liste (Naphtalin-Pyren ($C_{10}H_8$ – $C_{16}H_{10}$)). Zur Gruppe der höhermolekularen PAK ($PAK_{16}h$) zählen die Komponenten Benzo(a)anthracen bis Benzo(g,h,i)perylen ($C_{18}H_{12}$ – $C_{22}H_{12}$). Ist das $PAK_{16}n/PAK_{16}h$-Verhältnis ($PAK_{16}n/h$) kleiner 1, überwiegen höhermolekulare PAK. Tendenziell steigt der Index-Wert bei sinkender Gesamtbelastung. Die Betrachtung von PAK-Profilen und Komponentenverhältnissen sollte allerdings nutzungsbezogen erfolgen. In Waldböden verbleibt ein hoher Anteil der PAK-Immissionen in der organischen Auflage (JONECK & PRINZ 1993) und aufgrund der höheren Wasserlöslichkeit der $PAK_{16}n$ steigt ihr relativer Anteil im Mineralboden (HARTMANN 1995). Die günstigeren Abbaubedingungen und die vermutlich höheren Verdampfungsverluste führen in Ackerböden hingegen zur Verschiebung des PAK-Profils zu Gunsten der $PAK_{16}h$.

Tab. 71 Statistische Kennwerte: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden
(Angaben in µg/kg TB)

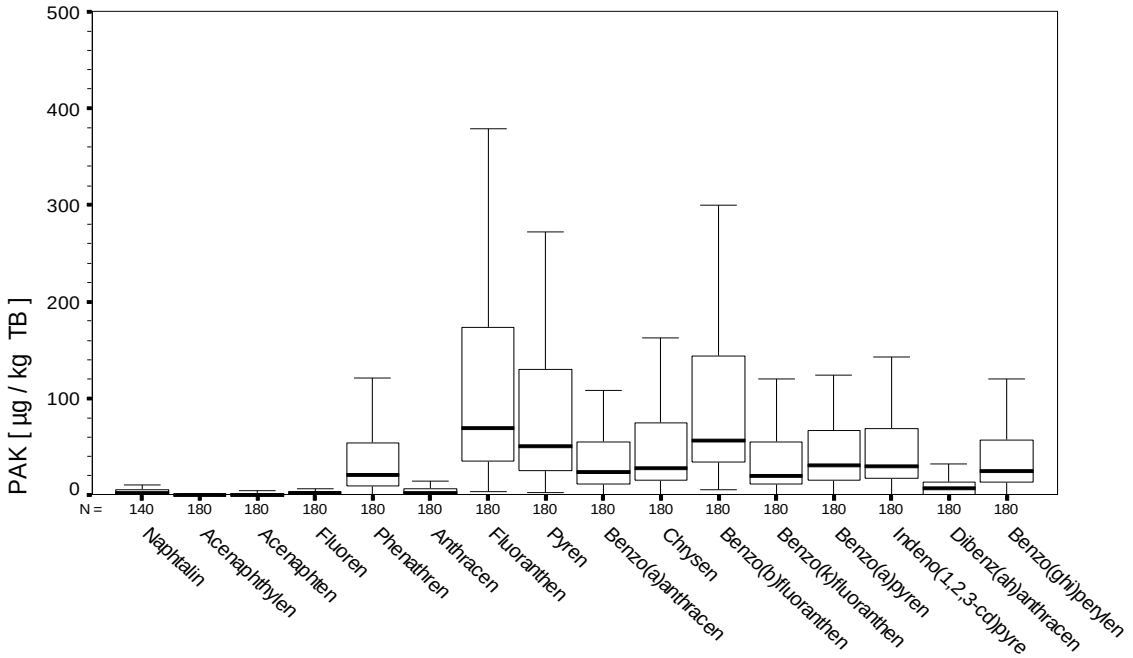
	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
Naphtalin**	RP	140	30	<1	1	**2**	5	11	417	11
	5413	45	5	<1	2	**3**	5	10	15	10
Acenaphthylen**	RP	180	135	<1	<1	**<1**	<1	3	233	2
	5413	45	36	<1	<1	**<1**	<1	1	2	<1
Acenaphthen**	RP	180	100	<1	<1	**<1**	2	5	72	7
	5413	45	23	<1	<1	**<1**	2	3	5	5
Fluoren**	RP	180	57	<1	<1	**2**	3	7	188	11
	5413	45	15	<1	<1	**2**	3	6	7	7
Phenanthren**	RP	180	1	<1	10	**21**	54	115	2690	121
	5413	45	0	4	11	**20**	54	82	110	110
Anthracen**	RP	180	77	<1	<1	**2**	6	19	637	18
	5413	45	22	<1	<1	**2**	5	8	22	11
Fluoranthen**	RP	180	0	3	35	**70**	174	469	5754	379
	5413	45	0	20	52	**92**	201	536	722	350
Pyren**	RP	180	0	3	25	**50**	130	356	3979	272
	5413	45	0	16	35	**89**	162	450	813	246
Benzo(a)anthracen**	RP	180	1	<3	12	**24**	55	129	3827	108
	5413	45	0	5	11	**23**	54	88	272	108
Chrysen**	RP	180	1	<3	15	**28**	75	177	3321	162
	5413	45	0	6	17	**27**	75	168	281	161
Benzo(b)fluoranthen**	RP	180	0	6	34	**57**	144	395	3699	300
	5413	45	0	18	51	**85**	233	469	712	506
Benzo(k)fluoranthen**	RP	180	1	<4	11	**20**	55	147	2054	120
	5413	45	0	5	14	**25**	69	137	280	137
Benzo(a)pyren**	RP	180	2	<4	16	**31**	67	186	3267	124
	5413	45	0	9	22	**52**	84	172	431	172
Benzo(e)pyren	RP	180	1	<3	17	**33**	76	188	2516	163
	5413	45	0	8	24	**39**	110	187	384	230
Indeno(1,2,3-cd)pyren**	RP	180	1	<5	17	**30**	69	177	2588	143
	5413	45	0	6	26	**35**	136	185	451	252
Dibenzo(a,h)anthracen**	RP	180	57	<5	<5	**7**	13	32	820	32
	5413	45	22	<5	<5	**4**	18	30	65	32
Benzo(g,h,i)perylen**	RP	180	1	<4	14	**25**	57	133	2080	120
	5413	45	0	5	21	**27**	93	132	319	195
Anthanthren	RP	180	100	<5	<5	**<5**	6	16	471	18
	5413	45	30	<5	<5	**<5**	6	10	26	18

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

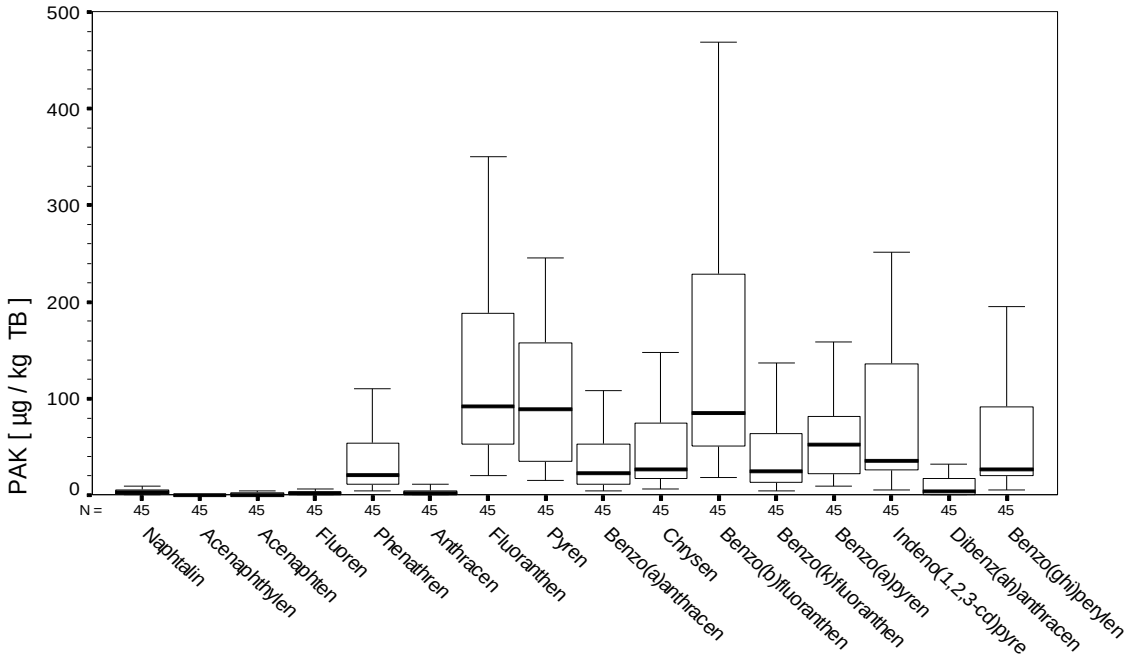
** 16 Einzelkomponenten nach EPA

Die PAK werden seit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) untersucht, womit mittlerweile Daten von insgesamt 180 Oberböden zur Verfügung stehen. Hinsichtlich Bodennutzung und Klima unterscheiden sich die untersuchten Kartenblätter deutlich. Blatt Mainz ist ein städtisch geprägter Raum mit einem hohen Anteil an Ackerflächen und Sonderkulturen. Hingegen weist Blatt Kisselbach (Hunsrückhochfläche) eine nur geringe Bevölkerungsdichte sowie einen hohen Anteil an Wald und landwirtschaftlich genutzten Flächen auf. Blatt Pirmasens-Nord nimmt mit großen Waldflächen im Be-

reich des Pfälzer Waldes und weiträumigen Ackerflächen im Gebiet des Westrichs eine Zwischenstellung ein. Von der Nutzungsverteilung ähnelt der Untersuchungsraum am ehesten Blatt Kisselbach.
Neben der Nutzungsverteilung unterscheiden sich die Untersuchungsgebiete auch deutlich im mittleren Jahresniederschlag. Während die Region Mainz mit ca. 550 mm/a sehr niederschlagsarm ist, liegen die Jahresniederschläge im Untersuchungsraum fast doppelt so hoch. Die Untersuchungsgebiete Kisselbach und Pirmasens-Nord liegen mit etwa 700 mm/a bzw. 900 mm/a zwischen diesen Extremen.



Rheinland-Pfalz



Blatt 5413 Westerburg

Abb. 76 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden

Für die Gesamtheit der untersuchten Böden wird folgende typische Konzentrationsfolge festgestellt, von der sich auch die Böden im Untersuchungsgebiet nicht signifikant unterscheiden (siehe auch Tab. 71, Abb. 76):

Fluoranthen >> Benzo(b)fluoranthen ≥ Pyren > Benzo(a)pyren ≈ Indeno(1,2,3-cd)pyren ≈ Chrysen ≥ Benzo(g,h,i)perylen ≈ Benzo(a)anthracen ≥ Phenanthren ≥ Benzo(k)fluoranthen > Dibenzo(a,h)anthracen > Anthracen ≈ Naphtalin ≈ Fluoren > Acenaphthen ≈ Acenaphthylen

Diese Reihenfolge bzw. dieses PAK-Muster kann als charakteristisch für unspezifische Luftimmissionen angesehen werden (TEBAAY et al. 1993) und wurde im Prinzip in allen bislang untersuchten Gebieten gefunden. Allerdings weisen Konzentrationshöhe und gewisse Verschiebungen innerhalb dieser Reihenfolge auf unterschiedliche Eintragssituationen hin. Sofern ubiquitäre Einträge überwiegen, haben Niederschlagshöhe und die Zahl der Nebeltage einen Einfluss auf die Höhe der PAK-Immissionen und das PAK-Muster. Nebel weist einen deutlich höheren PAK_{16}-Gehalt und einen höheren Anteil höhermolekularer PAK auf als Regen (HARTMANN 1995).

Tab. 72 Statistische Kennwerte: Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	180	0	12	220	**375**	944	2329	35208	2010
	5413	45	0	122	270	**539**	1418	2324	3916	3063
alle Waldarten	RP	58	0	12	274	**775**	1414	1917	9935	3078
	5413	18	0	122	342	**944**	1868	2283	2763	2763
Laubwald	RP	30	0	216	331	**832**	1432	2255	9935	2763
	5413	14	0	257	342	**1177**	1938	2368	2763	2763
Mischwald	RP	21	0	12	301	**838**	1263	1756	3078	1827
	5413	*4*	*0*	*122*	*263*	***675***	*1262*	*1578*	*1578*	*1578*
Ackerland	RP	52	0	75	166	**255**	469	720	2474	808
	5413	*5*	*0*	*174*	*174*	***539***	*1056*	*2010*	*2010*	*2010*
Grünland	RP	43	0	65	177	**306**	586	2361	7733	1028
	5413	21	0	144	257	**347**	786	2625	3916	1028

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Im Untersuchungsraum wurden mit 539 µg PAK_{16}/kg und 51 µg BaP/kg die bislang höchsten mittleren PAK-Konzentrationen eines Projektgebietes festgestellt. Damit liegen die nutzungsunabhängigen Gehalte ca. 40-50% über dem Landesdurchschnitt. Besonders auffällig sind die Einzelverbindungen Pyren und BaP, die nutzungsunabhängig im Mittel ca. 70% über dem Landesdurchschnitt liegen. Auch die mittlere Benzo(b)fluoranthen-Konzentration ist ca. 50% höher.

Diese auffallend höhere Belastung relativiert sich etwas bei der nutzungsbezogenen Betrachtung, da der überproportional hohe Anteil an Wald- und Grünlandböden merklich zu den überdurchschnittlichen Gehalten beiträgt. In allen Untersuchungsräumen werden in den geringmächtigen Waldoberböden deutlich höhere Konzentrationen festgestellt als insbesondere in den Ackerböden. Neben dem Auskämmeffekt der Bäume und ungünstigeren Abbaubedingungen dürfte auch die fehlende mechanische Durchmischung der Waldböden (Verdünnungseffekt) zu den erhöhten Gehalten beitragen. Die Ursache der überdurchschnittlichen Gehalte für die Gesamtheit des Untersuchungsraums ist folglich nicht allein in höheren Immissionen zu suchen.

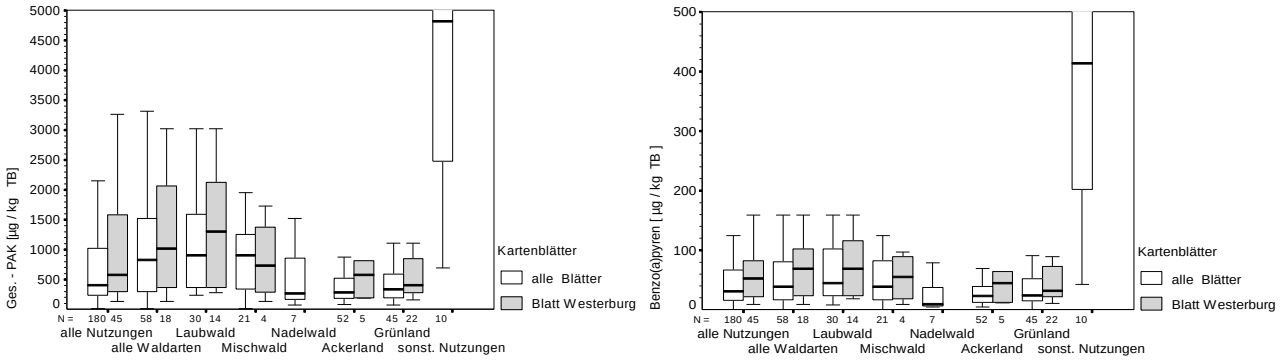


Abb. 77 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Mit durchschnittlich 944 µg PAK_{16}/kg und 69 µg BaP/kg liegen die Gehalte der Waldoberböden „nur" noch etwa 20% über der Gesamtheit rheinland-pfälzischer Waldoberböden. Die Gehalte in diesen Böden ähneln auch hinsichtlich der Streuung etwa der Situation im ebenfalls niederschlagsreichen Projektgebiet Pirmasens-Nord. Der mittlerer BaP-Anteil an den PAK_{16} ist mit 6,9% etwas höher als im Untersuchungsgebiet Pirmasens-Nord. In den Waldoberböden der niederschlagsärmeren Hunsrückhochfläche wurde hingegen ein mittlerer BaP-Anteil von nur 4,7% festgestellt.
Die erhöhte Belastung wird insbesondere durch die Zunahme höhermolekularer PAK verursacht. Gegenüber den Waldoberböden anderer Landesgebiete enthalten sie mit durchschnittlich 622 µg PAK_{16}h/kg rund 80% mehr höhermolekulare PAK. Bei den PAK_{16}n beträgt der Anstieg nur etwa 25%. Dies äußert sich entsprechend im deutlich niedrigeren PAK_{16}n/h-Index von 0,51, dem in den übrigen Waldoberböden ein mittleres Verhältnis von 0,84 entgegensteht. Möglicherweise ist dies eine Folge der höheren Anzahl an Nebeltagen und der vergleichsweise geringmächtigen Humusauflagen (siehe auch oben).

Die nutzungsbedingten Unterschiede sind geringer als beispielsweise bei den polychlorierten Biphenylen (PCB) oder den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F). Während Waldoberböden gegenüber Grünlandoberböden im Mittel fast die 7-fache PCDD/F-Menge (siehe 4.3.4.) enthalten, liegt

Tab. 73 Statistische Kennwerte: Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	180	2	<4	16	**31**	67	186	3267	124
	5413	45	0	9	22	**52**	84	172	431	172
alle Waldarten	RP	58	1	<4	17	**39**	80	122	951	159
	5413	18	0	9	24	**69**	103	159	257	159
Laubwald	RP	30	0	8	24	**45**	103	159	951	159
	5413	14	0	18	24	**69**	116	169	257	159
Mischwald	RP	21	1	<4	17	**39**	85	108	235	124
	5413	*4*	*0*	*9*	*19*	***55***	*90*	*97*	*97*	*97*
Ackerland	RP	52	0	5	13	**23**	40	64	233	69
	5413	*5*	*0*	*12*	*13*	***45***	*91*	*172*	*172*	*172*
Grünland	RP	43	1	<4	15	**24**	55	185	676	91
	5413	21	0	10	21	**31**	75	216	431	89

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

der Faktor bei den PAK_{16} unter 3. Dies entspricht etwa dem, was auch in anderen Landesgebieten zu beobachten ist.

Infolge sinkenderer Fallzahlen ist eine weitere Untergliederung nach Laub-, Misch- und Nadelwald statistisch nicht durchführbar. Der Trend, dass mit steigendem Nadelbaumanteil die PAK-Belastung in den Oberböden leicht abnimmt, ist andeutungsweise zu erkennen. Es wird vermutet, dass die Gesamtbelastung mit steigendem Nadelbaumanteil zwar bezogen auf das gesamte Bodenprofil zunimmt, aber dass durch die größere Mächtigkeit der organischen Auflagen ein erheblicher Teil der PAK in der organischen Auflagen verbleiben und damit nicht in den Oberboden gelangen.

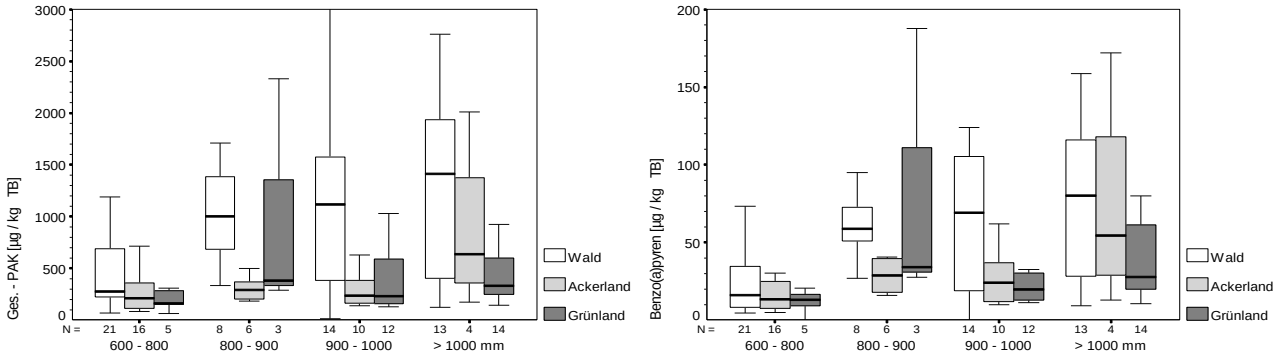


Abb. 78 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittleren Jahresniederschlag

Vorausgesetzt, dass die bislang vorliegenden Daten nach Nutzung gruppiert werden, ist zumindest außerhalb der Verdichtungsräume ein Zusammenhang zwischen PAK_{16}-Gehalt und Niederschlagsmenge zu erkennen. Am besten lässt sich dies an den Waldböden überprüfen, sofern sie nicht in Auengebieten liegen. Dort kann davon ausgegangen werden, dass ubiquitäre atmosphärische Einträge dominieren. Ein statistisches Problem besteht z.Zt. darin, dass der Datenbestand noch so gering ist, dass bei gleichzeitiger Berücksichtigung von Nutzung und Jahresniederschlag die Fallzahlen meist auf ein statistisch unsicheres Maß sinken. Dennoch ist zumindest bei den Waldböden der klare Trend erkennbar, dass sowohl der Gesamtgehalt als auch die Konzentration des Leitstoffes BaP mit dem Niederschlag ansteigt (siehe auch Abb. 78). Während bei einem Niederschlag von weniger als 800 mm/a die mittlere Gesamtkonzentration in den Waldoberböden bei nur bei 290 µg PAK_{16}/kg liegt und sie durchschnittlich nur 17 µg BaP/kg enthalten, steigen sie bei einer Niederschlagsmenge von 800-1000 mm/a auf 1000 µg PAK_{16}/kg bzw. 60 µg BaP/kg. In sehr niederschlagsreichen Gebieten (>1000 mm/a) steigt der Durchschnittsgehalt in den Waldoberböden weiter auf 1415 µg PAK_{16}/kg bzw. 80 µg BaP/kg. Die mittleren Gehalte nehmen in den Waldoberböden von eher niederschlagsarmen zu -reichen Regionen um etwa das 5-fache zu. Der Anteil des BaP am Gesamtgehalt liegt in Waldböden generell deutlich unter dem der landwirtschaftlich genutzten Böden. Auch auf das PAK-Muster scheint die Niederschlagsmenge einen Einfluss zu besitzen. Während in niederschlagsarmen Landschaften der mittlere BaP-Anteil am PAK_{16}-Gehalt etwas weniger als 5% beträgt, steigt der relative Anteil in Gebieten mit >1000 mm/a Niederschlag auf fast 7%. Zudem besteht ein schwach signifikanter Zusammenhang zwischen PAK_{16}n/h-Verhältnis und Niederschlagsmenge. Mit zunehmenden Niederschlägen sinkt der PAK_{16}n-Anteil am Gesamtgehalt in den Waldoberböden leicht ab.

Bei den landwirtschaftlich genutzten Böden ist ein ähnlicher Trend zu beobachten, jedoch ist die statistische Vergleichbarkeit noch ungünstiger als bei den Waldoberböden.

Die PAK_{16}-Gehalte und die BaP-Konzentrationen in den Waldoberböden korrelieren hoch signifikant mit der jährlichen Niederschlagsmenge (r=0,47 bzw. 0,52; n=56). Da eine gleichmäßige räumliche Vertei-

lung der Probenahmestellen auf der Landesfläche nicht gegeben ist, sind allerdings diese statistische Beziehungen ebenfalls nur als vorläufiger Hinweis zu werten. Die Auswertung wird bei einer höheren Anzahl an Untersuchungsgebieten zu einem späteren Zeitpunkt wiederholt werden. Bei aller statistischer Unsicherheit werden die bislang vorliegenden Ergebnisse dennoch als deutlicher Hinweis gewertet, dass PAK maßgeblich über nasse Depositionen in die Böden gelangen.

Die mittleren PAK_{16}-Gehalte liegen in den Waldoberböden des Untersuchungsraums im Vergleich zu Bayern (LABO 2003) ungefähr 20% niedriger. Gegenüber Baden-Württemberg liegt der Mittelwert zwar etwa 80% höher, jedoch streuen die Gehalte in diesem Bundesland erheblich, so dass beim 90. Perzentil ähnliche Werte auftreten (LABO 2003). Die BaP-Gehalte entsprechen etwa den Werten aus Nordrhein-Westfalen.
Bei der bundesweiten Bodenzustandserhebung Wald wurde beim BaP ein Median von 24 und ein 90. Perzentil von 127 µg/kg ermittelt (LABO 1998). Damit liegen auch die BaP-Gehalte in den Waldoberböden des Untersuchungsraums über dem Bundesdurchschnitt.
Die im Untersuchungsraum gefundenen PAK_{16}- und BaP-Gehalte befinden sich damit sowohl für Rheinland-Pfalz als auch im landesübergreifenden Vergleich im oberen Bereich der Hintergrundwerte für Waldböden.

In den Waldoberböden des Untersuchungsraums werden die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für humusreiche Böden von 10000 µg PAK_{16}/kg bzw. 1000 µg BaP/kg trotz überdurchschnittlicher Gehalte allerdings immer weit unterschritten.

Bei den landesweiten Mittelwerten bestehen keine erheblichen Unterschiede zwischen Acker- und Grünlandböden. Allerdings ist bei den Grünlandböden eine größere Streuung zu beobachten, die in erster Linie durch den ungleich höheren Anteil an Böden im Überflutungsbereich von Fließgewässern verursacht wird. Ein sicherer Vergleich zwischen beiden Nutzungsformen kann auch noch nicht gezogen werden, da im Gegensatz zu den Ackerböden fast die Hälfte der bislang untersuchten Grünlandböden von Blatt Westerburg stammen.
Infolge einer zu geringen Fallzahl und sehr großen Streuung der Werte können die Daten zu den Ackerböden des Untersuchungsraums kaum bewertet werden.
Die Grünlandböden des Untersuchungsgebietes enthalten mit durchschnittlich 347 µg PAK_{16}/kg nur knapp ein Drittel der Waldoberböden. Ungeachtet dessen, liegen die Gehalte deutlich über dem Landesdurchschnitt. Ohne Berücksichtigung der Daten aus dem Untersuchungsgebiet ergibt sich ein landesweiter Mittelwert von 254 µg PAK_{16}/kg bzw. 16 µg BaP/kg. Damit sind die PAK_{16}- und BaP-Gehalte in den Grünlandböden von Blatt Westerburg um ca. 30% bzw. das Doppelte höher, als dies bislang bei dieser Nutzung festgestellt wurde. Dies zeigt deutlich die Mehrbelastung durch diese Schadstoffgruppe.
Der mittlere BaP-Anteil an den PAK_{16} liegt mit 8,7% deutlich höher als in den Waldoberböden des Untersuchungsraums und auch geringfügig höher als in den übrigen Grünlandböden im übrigen Landesgebiet. Dass in landwirtschaftlich genutzten Böden das BaP einen größeren Anteil an der Gesamtbelastung besitzt als in Waldböden, wurde bislang in allen Untersuchungsgebieten festgestellt. Bei den Grünlandböden wurde wie in den übrigen Landesteilen ein mittleres PAK_{16}n/h-Verhältnis von 0,65 errechnet. Dies bedeutet, dass gerade die höhermolekularen PAK zur Gesamtbelastung beitragen.

Die erhöhten PAK-Gehalte in den Oberböden des Untersuchungsraums dürften in erster Linie auf Immissionen, die mit den überdurchschnittlichen Niederschlägen in die Böden gelangen, zurückzuführen zu sein. Dennoch ist die multifunktionelle Nutzung aller untersuchten Böden durch diese Schadstoffgruppe nach dem heutigen Kenntnisstand nicht eingeschränkt.

4.3.3. Polychlorierte Biphenyle

Von den 210 möglichen Verbindungen (CHRISTEN 1985) der polychlorierten Biphenyle (PCB) wurden stellvertretend 6 Verbindungen analysiert. Diese Komponenten sind Bestandteil der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) und werden üblicherweise für die Beurteilung des PCB-Gehaltes in Umweltmedien herangezogen.
Das Ausmaß der Bindungskraft im Boden nimmt mit dem Chlorierungsgrad und sinkender Wasserlöslichkeit zu (BLUME et al. 1990), d.h., dass sie bei den untersuchten PCB von Nr. 28 nach Nr. 180 ansteigt.
Außer durch atmosphärischen Eintrag gelangen PCB durch Aufbringung von Klärschlamm und kommunalen Komposten in die Böden. In den Überflutungsgebieten industriell belasteter Fließgewässer können PCB auch durch Hochwasser in den Boden gelangen.
PCB werden seit 1929 hergestellt und vor allem in der Industrie eingesetzt (CHRISTEN 1985). Verwendet werden keine reinen Verbindungen, sondern mittel- bis hochchlorierte PCB-Gemische, die einen charakteristischen Chlor-Gehalt von 40-60 % besitzen (CHRISTEN 1985, KAMPE 1988). Die Produktion wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1983 eingestellt. Emissionen entstehen in erster Linie bei Störfällen, Müllverbrennungsanlagen und Mülldeponien (KAMPE 1988). Von besonderer Umweltrelevanz ist ferner, dass bei der Verbrennung von PCB Dioxine und Furane (siehe 4.3.4.) entstehen können.

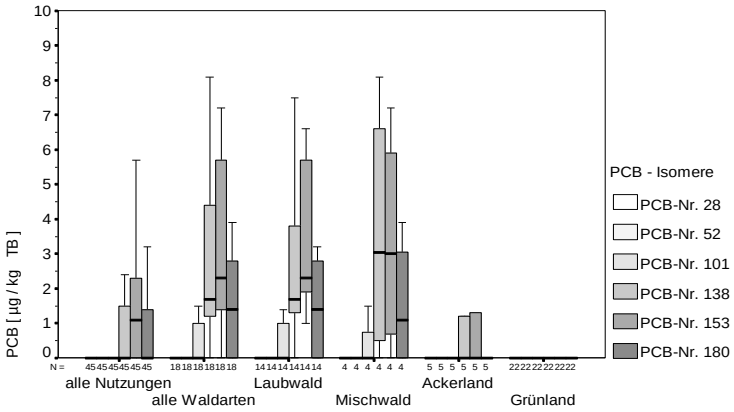


Abb. 79
Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten

Blatt 5413 Westerburg

In knapp der Hälfte der untersuchten Oberböden lässt sich keines der PCB-Isomere nachweisen. Die nieder- bis mittelchlorierten PCB Nr. 28, 52 unterschritten generell und PCB Nr. 101 meist die Nachweisgrenze. Dies deckt sich weitgehend mit den Ergebnissen der Bodenzustandsberichte der letzten Jahre (HAUENSTEIN & BOR 1998, HAUENSTEIN 2000, 2001). Zum einen ist dies darauf zurückzuführen, dass überwiegend mittel bis hochchlorierte PCB-Verbindungen produziert wurden, zum anderen darauf, dass niederchlorierte PCB-Isomere eine geringere Persistenz besitzen. In etwas stärker belasteten Böden ist die Dominanz der PCB Nr. 138 und 153 deutlicher ersichtlich (siehe Abb. 79). Die Zunahme von PCB Nr. 28 nach Nr. 153 mit einem leichten Rückgang zu Nr. 180 ist typisch für ubiquitär

belastete Böden und deutet auf die Herkunft aus industriellen PCB-Gemischen hin. Das Isomeren-Verhältnis gleicht den PCB-Profilen, die beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz sowie den vorangegangenen Bodenzustandsberichten festgestellt wurden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998, HAUENSTEIN 2000, 2001). Auch hinsichtlich der PCB-Gesamtbelastung konnten bei den Untersuchungen der letzten Jahre keine erkennbaren Unterschiede zwischen einem dicht besiedelten Raum wie Mainz und ländlich geprägten Gebieten festgestellt werden.

Tab. 74 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden
(Angaben in µg/kg TB)

	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
PCB-Nr. 28	RP	581	542	<1	<1	**<1**	<1	<1	59	<1
	5413	45	45	<1	<1	**<1**	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 52	RP	581	544	<1	<1	**<1**	<1	<1	27	<1
	5413	45	45	<1	<1	**<1**	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 101	RP	581	441	<1	<1	**<1**	1	4	46	<1
	5413	45	40	<1	<1	**<1**	<1	1	2	<1
PCB-Nr. 138	RP	581	275	<1	<1	**1**	5	14	161	14
	5413	45	25	<1	<1	**<1**	2	4	8	5
PCB-Nr. 153	RP	581	264	<1	<1	**1**	5	14	109	14
	5413	45	21	<1	<1	**1**	2	6	7	7
PCB-Nr. 180	RP	581	340	<1	<1	**<1**	3	8	118	10
	5413	45	32	<1	<1	**<1**	1	3	4	4
Σ-PCB	RP	581	256	<1	<1	**2**	14	41	422	38
	5413	45	21	<1	<1	**1**	5	14	21	14

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Die PCB-Belastung in den landwirtschaftlich genutzten Böden ist deutlich geringer als in den Waldböden. Von den 26 im Bearbeitungsgebiet untersuchten Grünland- und Ackerböden gelang der Nachweis dieser Schadstoffgruppe nur in etwa 20% der Fälle, wobei nie mehr als 9 µg Σ-PCB/kg gefunden wurde. Dass die große Mehrheit dieser Böden weniger als 1 µg Σ-PCB/kg enthalten und 10 µg Σ-PCB/kg nicht überschritten werden, zeigte sich bei allen Bodenzustandsberichten der letzten Jahre, gleich in welchem Naturraum sie lagen und unabhängig der Bevölkerungsdichte. Im Vergleich zum Bodenbelastungskataster Rheinland- Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996), bei dem die Probennahme vor etwa 17 Jahren erfolgte, sind die Gehalte in den landwirtschaftlich genutzten Böden etwas gesunken. Auch damals wiesen die landwirtschaftlich genutzten Böden zwar die geringste Belastung auf, aber Σ-PCB wurde damals noch bei 32% der Standorte festgestellt. Das 90. Perzentil, als Obergrenze des Hintergrundbereichs, lag bei 12 µg/kg. Ob diese Schadstoffe eher in Acker- oder Grünlandböden zu finden sind, kann noch nicht beurteilt werden. Sicherlich unterscheiden sie sich nur wenig und bei den letztjährigen Untersuchungen lagen die Gehalte entweder in den Ackerböden oder in den Grünlandböden geringfügig höher.

Dass PCB-Einträge seit dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz stark zurückgegangen sind, zeigen gerade die Gehalte der Waldoberböden. Zwar sind immer noch in fast allen Waldböden mittel- und hochchlorierte PCB nachweisbar, jedoch sind alle statistischen Kennwerte drastisch gesunken. Während für die Altdaten der Waldoberböden ein Median von 30 µg Σ-PCB/kg und ein 90. Perzentil von 79 µg Σ-PCB/kg berechnet wurde, sind in den seit 1997 entnommenen Waldoberböden die Gehalte auf

6 µg Σ-PCB/kg bzw. 18 µg Σ-PCB/kg gesunken. Im Gesamtdatenbestand, in den auch Daten des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz einfließen, liegt die Ausreißergrenze für Waldböden derzeit bei 79 µg Σ-PCB/kg. Dieser Wert wird im Untersuchungsgebiet mit einem Maximalwert von 21 µg Σ-PCB/kg, die gleichzeitig die Ausreißergrenze darstellt, nie erreicht. Die Gehalte sind weitgehend deckungsgleich mit den neueren Daten aus den mittleren und südlichen Landesteilen. Der Trend, dass mit steigendem Nadelbaumanteil auch die Bodenwerte leicht ansteigen, scheint sich im Untersuchungsgebiet zu bestätigen, wobei die Fallzahl für eine gesicherte Aussage nicht ausreicht. Die gegenüber anderen Nutzungsformen besonders ausgeprägte Anreicherung dieser Schadstoffgruppe ist auf die starke Auskämm- bzw. Filterleistung der Bäume und der gegenüber den Ackerböden fehlenden Durchmischung zurückzuführen.

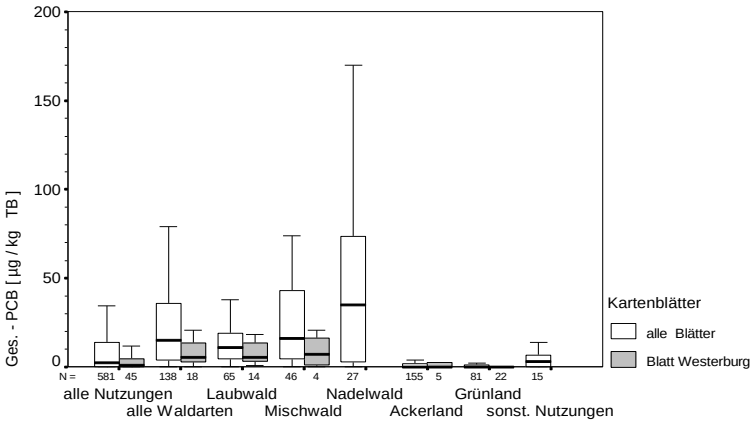


Abb. 80
Polychlorierte Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden
- Vergleich der Gesamtdaten mit Daten des Untersuchungsgebietes, gegliedert nach Nutzung

Die räumliche Verteilung der Gehalte zeigt keine Auffälligkeiten (siehe Kartenanlage). Die Standorte, in denen PCB nachgewiesen wurden, sind gleichmäßig über das Kartenblatt verteilt. Eine Abhängigkeit von Niederschlagsmenge und PCB-Gehalt ist nicht zu belegen. Alles spricht für eine geringe allgemeine ubiquitäre Belastung, ohne dass spezielle Emittenten vorhanden sind.
Die Prüf- und Maßnahmenwerte des BBodSchV (1999) werden immer weit unterschritten.

Tab. 75 Statistische Kennwerte: Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	581	256	<1	<1	**2**	14	41	422	38
	5413	45	21	<1	<1	**1**	5	14	21	14
alle Waldarten	RP	138	17	<1	4	**15**	36	67	170	79
	5413	18	1	<1	3	**5**	14	18	21	21
Laubwald	RP	65	7	<1	4	**11**	20	37	149	41
	5413	14	0	1	3	**5**	14	18	19	19
Mischwald	RP	46	5	<1	5	**16**	43	65	107	74
	5413	4	1	<1	<1	**7**	16	21	21	21
Ackerland	RP	155	112	<1	<1	**<1**	2	8	89	8
	5413	5	3	<1	<1	**<1**	4	9	9	9
Grünland	RP	79	58	<1	<1	**<1**	1	7	49	6
	5413	21	17	<1	<1	**<1**	<1	2	6	<1

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Die PCB-Belastung der Böden im Untersuchungsgebiet entspricht in etwa dem, was bei den letztjährigen Bodenzustandsberichten festgestellt wurde, und den Angaben aus anderen Bundesländern (JONECK & PRINZ 1993, 1994, LABO 1998). Der Vergleich mit den Ergebnissen des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz zeigt, dass merkliche Veränderungen nach über einem Jahrzehnt feststellbar sind. Die Gehalte sind durch Immissionen und Abbau im ständigen Wandel, jedoch überwiegt mittlerweile dank Luftreinhaltemaßnahmen und Anwendungsverboten offensichtlich der Abbau.

4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)

Für die polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) wird üblicherweise der Überbegriff „*Dioxine*“ benutzt. Neben ausschließlich chlorierten Verbindungen sind auch bromierte bzw. Mischformen aus beiden Halogenen bekannt. Daraus ergeben sich über 5000 mögliche Einzelverbindungen (Kongenere) (BALLSCHMITER & BACHER 1996). Von den 210 potentiell vorkommenden PCDD/F sind die Komponenten, die Chlor in 2,3,7,8-Stellung angelagert haben, toxikologisch besonders bedeutsam. Dies gilt insbesondere für das 2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (TCDD), das als „Seveso-Gift“ bekannt wurde. Die Toxizität sinkt mit der Zahl der substituierten Chloratome, d.h. von TCDD nach OCDD (Kürzel siehe Tab. 76). Um die Gesamtbelastung an 2,3,7,8-PCDD/F-Kongeneren aufgrund der unterschiedlichen Toxizität beurteilen zu können, werden die Absolutgehalte der einzelnen Komponenten mit Faktoren in Beziehung zur Toxizität des TCDD gesetzt (siehe 3.2.4.). Die Summe dieser berechneten Kongenere ergibt das (Internationale) Toxizitätsäquivalent (I-TEq). PCDD/F mit einer gleichen Anzahl von Chloratomen werden als Homologe bezeichnet.
PCDD/F sind als ubiquitäre Schadstoffe anzusehen, die als unerwünschte Nebenprodukte der organischen Chlorchemie entstehen und bei der Produktion sowie bei der thermisch unkontrollierten Verbrennung halogenierter Organika in die Umwelt gelangen. Die Verbreitung erfolgt überwiegend atmosphärisch. Die Umweltbelastung durch PCDD/F stieg von der Mitte des Jahrhunderts bis in die 70-er Jahre rasch an. Seit dem ist jedoch durch bessere Filter, das Verbot zahlreicher Chlororganika sowie Verminderung bzw. Verbot bleihaltiger Treibstoffe ein Rückgang zu verzeichnen (BALLSCHMITER & BACHER 1996).
In Böden eingetragene PCDD/F werden in erster Linie an die organische Substanz des Oberbodens gebunden und immobilisiert, so dass das Ausmaß der vertikalen Verlagerung gering ist. Es handelt sich um hochpersistente Schadstoffe mit einer Halbwertszeit im Boden von mehreren Jahren bis Jahrzehnten (BALLSCHMITER & BACHER 1996).
Die Böden ländlicher Räume zeigen bei gleicher Bodennutzung etwas geringere Gehalte als die der Ballungsräume (MÜLLER et al. 1991, LABO 1998).

Die PCDD/F gehören wie die PAK erst seit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) zum Analysespektrum. Seit dem wurden bislang insgesamt 181 Oberböden auf diese Schadstoffgruppe untersucht.
Hinsichtlich Nutzungsverteilung, Bevölkerungsdichte und Klima unterscheiden sich alle untersuchten Kartenblätter deutlich. Blatt Westerburg ist das niederschlagreichste Untersuchungsgebiet mit dem bislang höchsten Grünlandanteil (siehe 2. und 4.3.2.).

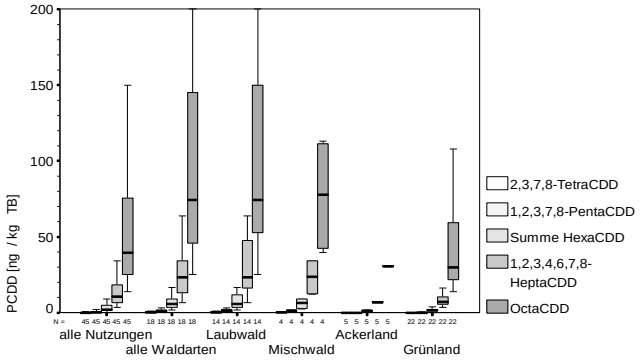
Die Gehalte der Einzelkomponenten steigen in den untersuchten Böden weitgehend mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren bei allen Nutzungen daher die Dioxine und Furane, die 8 Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere waren in allen Proben nachweisbar. Das

Octachlor-dibenzo-p-dioxin (OCDD) stellt in allen untersuchten Proben – gleich welcher Bodennutzung - quantitativ die mit Abstand wichtigste Einzelkomponente dar. Bei den minderchlorierten Verbindungen besitzen die Furane (PCDF) einen größeren Stellenwert als die Dioxine (PCDD) (siehe Tab. 76, Abb. 81). Dem OCDD folgt das Octachlor-dibenzofuran (OCDF), das ebenfalls 8 Chloratome substituiert hat. Obwohl die OCDD/F im Vergleich zum 2,3,7,8-TCDD als mindertoxisch eingestuft werden, geht die Belastung der Böden, auch unter Berücksichtigung der Toxizitätsäquivalente, in erster Linie auf die hochchlorierten PCDD/F zurück.

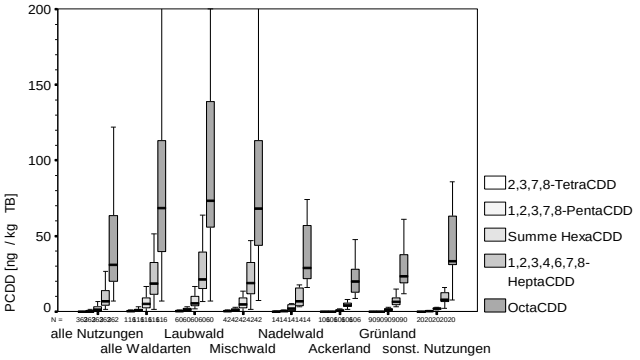
Tab. 76 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden (Angaben in ng/kg TB)

Kongenere	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (-TCDD)	RP	181	140	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,5	2,2	<0,3
	5413	45	33	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	0,7	1,1	1,1
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzo-p-dioxin (-PeCDD)	RP	181	98	<0,3	<0,3	<0,3	0,7	1,6	3,2	3,2
	5413	45	21	<0,3	<0,3	0,4	1,0	1,9	3,2	3,2
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	181	62	<0,3	<0,3	0,4	0,7	1,6	3,6	3,6
	5413	45	5	<0,3	0,4	0,5	1,1	2,4	3,6	2,0
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	181	4	<0,3	0,4	0,7	1,4	3,4	17,0	2,7
	5413	45	0	0,3	0,6	0,8	2,1	3,9	6,8	3,9
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	181	14	<0,3	0,4	0,6	1,1	2,5	6,7	2,0
	5413	45	3	<0,3	0,5	0,7	1,7	3,5	6,2	2,9
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzo-p-dioxin(-HpCDD)	RP	181	0	1,6	4,2	7,0	14,3	32,1	244,0	26,7
	5413	45	0	3,6	6,6	10,5	19,0	34,4	64,0	34,4
Octachlor-dibenzo-p-dioxin (OCDD)	RP	181	0	7,2	20,0	31,0	63,6	118,4	3220,0	122,0
	5413	45	0	13,8	25,2	39,6	77,6	145,0	200,0	156,0
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzofuran (-TCDF)	RP	181	2	<0,3	0,7	0,9	3,3	9,2	29,0	6,9
	5413	45	0	0,3	0,8	1,0	4,1	11,1	17,2	7,8
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (PeCDF)	RP	181	3	<0,3	0,5	0,9	2,7	6,8	36,0	5,8
	5413	45	0	0,5	0,8	1,1	3,4	9,2	14,2	6,3
2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (PeCDF)	RP	181	2	<0,3	0,6	0,9	3,0	7,3	19,0	6,3
	5413	45	0	0,3	0,8	1,3	4,2	11,0	17,1	8,2
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	181	2	<0,3	0,8	1,4	4,0	8,9	120,0	8,6
	5413	45	0	0,8	1,5	2,1	4,8	14,2	22,0	8,0
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	181	3	<0,3	0,6	1,0	2,6	6,5	25,0	5,2
	5413	45	0	0,6	1,0	1,6	3,5	12,1	18,0	5,2
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	181	128	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	1,2	3,1	3,1
	5413	45	24	<0,3	<0,3	<0,3	0,8	1,7	3,1	3,1
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	181	3	<0,3	0,6	1,0	2,8	5,8	48,0	5,9
	5413	45	0	0,4	1,0	1,6	3,7	9,8	15,1	6,7
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzofuran (-HpCDF)	RP	181	0	0,5	3,5	6,9	17,0	38,2	165,0	37,0
	5413	45	0	4,6	7,5	10,4	26,1	71,2	107,0	53,9
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor-dibenzofuran (-HpCDF)	RP	181	24	<0,3	0,3	0,6	1,2	2,9	17,0	2,6
	5413	45	1	<0,3	0,7	1,0	2,4	6,7	8,5	4,8
Octachlor-dibenzofuran (OCDF)	RP	181	0	0,5	5,1	9,6	20,3	53,0	822,0	40,0
	5413	45	0	5,3	9,8	12,4	33,3	98,7	189,0	53,6

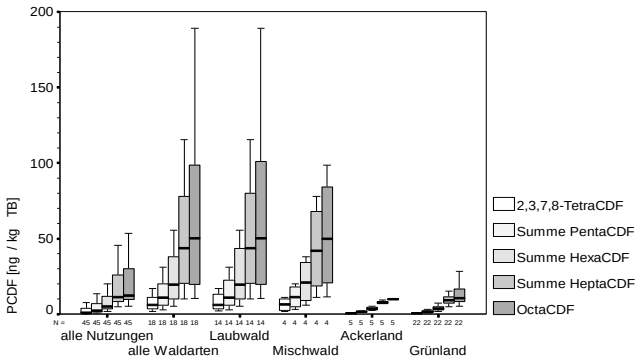
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg



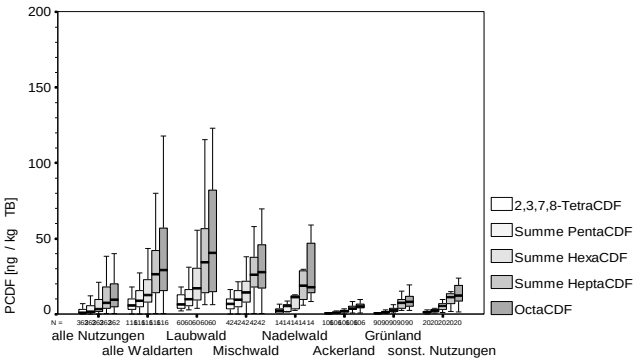
Polychlorierte Dibenzodioxine (Blatt 5413 Westerburg)



Polychlorierte Dibenzodioxine (Rheinland-Pfalz)



Polychlorierte Dibenzofurane (Blatt 5413 Westerburg)



Polychlorierte Dibenzofurane (Rheinland-Pfalz)

Abb. 81 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung

Die Dominanz höherchlorierter PCDD/F ist charakteristisch für ubiquitär belastete Böden. Sie stammen vermutlich in erster Linie aus thermischen Prozessen wie Autoabgasen, Hausbrand und Müllverbrennung. Schon in der Atmosphäre findet eine relative Anreicherung höherchlorierter PCDD/F statt, da sie gegenüber abiotischem Abbau eine höhere Stabilität aufweisen. Auch im Boden sinkt der biotische Abbau mit dem Chlorierungsgrad. Zudem werden PCDD bei gleichem Chlorierungsgrad langsamer als PCDF biotisch abgebaut (BALLSCHMITER & BACHER 1996).

Ohne Berücksichtigung der Nutzung liegt der Median in den Oberböden des Untersuchungsraums bei 2,1 ng I-TEq/kg und das 90. Perzentil bei 14,8 ng I-TEq/kg. Damit liegen die Gehalte höher als in den bisher untersuchten Gebieten. Dies ist nicht nur beim I-TE, sondern auch bei allen untersuchten Kongeneren zu beobachten. Die erhöhten Werte werden vor allem durch die Waldoberböden verursacht, deren PCDD/F-Gehalte ca. 30% über dem Landesdurchschnitt liegen, wobei die Streuung der Werte und die Ausreißergrenzen keine deutlichen Unterschiede zeigen. Währenddessen liegt das I-TE der landwirtschaftlich genutzten Böden bei allen statistischen Kennwerten nur wenig über den Landeswerten. Auch hier entspricht die Streuung der Werte dem, was in diesen Böden aus anderen Landesteilen zu beobachten ist.
Die PCDD/F-Gehalte sind im Untersuchungsraum gleichmäßig verteilt (siehe Kartenlage). Besondere Belastungsbereiche sind nicht erkennbar. Gehalte über 3 ng I-TEq/kg treten nur in Waldoberböden auf.

Im Untersuchungsraum weisen die Waldoberböden mit durchschnittlich 8,1 ng I-TEq/kg gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden eine mehr als 6-fache Gesamtbelastung auf. Dies sind Verhältnisse, wie sie auch in anderen Landesteilen beobachtet werden. Die Gehalte streuen relativ stark (2,2 - 22,6 ng I-TEq/kg), so dass der höchste Messwert noch innerhalb der Ausreißergrenze liegt. Daher kann

ein charakteristischer Hintergrundgehalt für die Waldoberböden kaum abgeleitet werden. Das besonders toxische 2,3,7,8-TCDD wurde ausschließlich in den Waldoberböden nachgewiesen. Der Median liegt mit 0,4 ng/kg allerdings nur knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze und mehr als 1,1 ng/kg wurde in keinem Waldoberboden gefunden.
Es ist davon auszugehen, dass die Gehalte in den nicht untersuchten Humusauflagen deutlich über den der Waldoberböden liegen. Nach Angaben aus Baden-Württemberg und Bayern ist in der organischen Auflage mit etwa 4 bis 10-fach höheren Konzentrationen zu rechnen.

Tab. 77 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in ng I-TEq/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	181	0	<0,1	0,8	**1,3**	4,3	10,2	45,0	9,4
	5413	45	0	0,6	1,2	**2,1**	5,7	14,8	22,6	11,8
alle Waldarten	RP	58	0	<0,1	3,6	**6,3**	11,8	15,6	45,0	22,6
	5413	18	0	2,2	4,7	**8,1**	14,8	20,2	22,6	22,6
Laubwald	RP	30	0	2,2	4,6	**7,1**	11,9	20,0	45,0	22,6
	5413	14	0	2,2	5,2	**8,1**	16,8	20,8	22,6	22,6
Mischwald	RP	21	0	<0,1	3,6	**7,0**	12,2	14,1	15,2	15,2
	5413	4	0	2,6	3,7	**8,3**	13,3	14,8	14,8	14,8
Ackerland	RP	53	0	0,3	0,6	**0,8**	1,1	1,6	5,8	1,7
	5413	5	0	0,9	1,2	**1,3**	1,6	1,7	1,7	1,7
Grünland	RP	43	0	0,4	0,8	**1,1**	1,4	2,1	2,8	2,1
	5413	21	0	0,6	1,1	**1,2**	1,7	2,4	2,8	2,5

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Die weit höheren Gehalte in den Waldoberböden dürften auf mehrere Ursachen zurückzuführen sein. Dies ist z.B. die höhere Filterleistung der Bäume für Luftschadstoffe und der gegenüber Ackerböden fehlenden Durchmischung des Oberbodens. Hinzu kommt, dass PCDD/F eine geringe vertikale Mobilität besitzen und sie sich daher in den geringmächtigen Waldoberböden anreichern, so dass der Gesamtvorrat eines Standortes überschätzt wird. PCDD/F dürften sich aber auch tatsächlich in Waldböden anreichern, da sie von der reichlich vorhandenen organischen Substanz adsorbiert werden, was einen verringerten biotischen Abbau zur Folge hat.

Das Dioxin/Furan- (D/F-) Verhältnis gibt weitere Hinweise auf das PCDD/F-Muster. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei den Dioxinen nur 7 Einzelverbindungen bestimmt werden, während es bei den Furanen 10 sind. In den Waldoberböden auf Blatt Westerburg besteht ein mittleres D/F-Verhältnis von 0,8. Dies gleicht der Situation auf Blatt Kisselbach (Hunsrückhochfläche). In der Umgebung von Pirmasens wurde hingegen in den Waldoberböden mit einem D/F-Verhältnis von 1,6 ein weit höherer Dioxin-Anteil gefunden. Diese regionale Verschiebungen werden vor allem durch sehr unterschiedliche PCDF-Gehalte hervorgerufen, während die PCDD-Gehalte in den Waldoberböden regional weit geringer variieren. Mit einer mittleren Summe von 131 ng Σ-PCDF/kg enthalten die Waldoberböden im Untersuchungsraum etwas mehr als doppelt so viel PCDF als jene aus der Umgebung von Pirmasens. Beim PCDD-Gehalt bestehen hingegen nur geringe Unterschiede.

In vergleichbaren Untersuchungen aus Bayern und Baden-Württemberg (LABO 2003) wurden in Waldoberböden geringere PCDD/F-Gehalte gefunden.

Wie bei den PAK wird ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und PCDD/F-Gehalte vermutet. Bei der Auswertung der Waldoberböden wurden signifikante statistische Zusammenhänge festgestellt, die aber anscheinend schwächer als bei den PAK ausgeprägt sind. Zumindest bei einer jährlichen Niederschlagsmenge von über 800 mm steigen sowohl die PCDD- als auch die PCDF-Gehalte an, wobei die PCDF-Gehalte schneller ansteigen (siehe Abb. 82). Dies hat zur Folge, dass gleichzeitig das D/F-Verhältnis sinkt. Trotz erkennbarer Zusammenhänge sind die Ergebnisse als vorläufig zu bewerten, da eine gleichmäßige räumliche Verteilung der Probenahmestellen auf der Landesfläche nicht gegeben ist. Dadurch könnten mögliche regionale Besonderheiten ein nicht erkennbaren Einfluss auf das Resultat nehmen. Bei einem höheren Stichprobenumfang werden die Berechnungen zu einem späteren Zeitpunkt wiederholt.

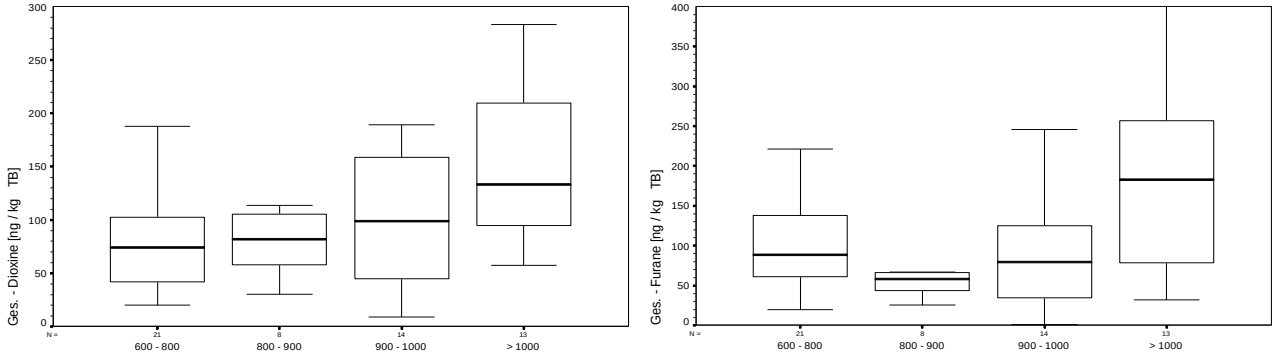


Abb. 82 PCDD/F-Gehalte in Waldoberböden, gegliedert in Niederschlagsklassen

Die landwirtschaftlich genutzten Böden überschreiten die landesweiten Werte nur geringfügig. Mit durchschnittlich 1,2 ng I-TEq/kg in Grünlandböden und 1,3 ng I-TEq/kg in Ackerböden bestehen beim I-TE keine realen Unterschiede. Als Maximalgehalt wurden 2,8 ng I-TEq/kg festgestellt. Wie oben erwähnt wurde in keinem der Acker- oder Grünlandböden der toxischste Vertreter der PCDD/F, das 2,3,7,8-TCDD, nachgewiesen. Auch vom vergleichsweise toxischen Dioxin mit 5 substituierten Chloratome (Pentachlor-di-benzo-p-dioxin) wurde nur geringe Spuren in 5 Grünlandböden gefunden. Der Nachweis aller PCDF-Verbindungen gelang hingegen in allen landwirtschaftlich genutzten Böden. Die Grünlandböden im Untersuchungsgebiet enthalten durchschnittlich 32 ng Σ-PCDD/kg und 28 ng Σ-PCDF/kg. Im Vergleich zu anderen Landesteilen sind die PCDD/F-Gehalte zwar leicht überdurchschnittlich, aber bezogen auf den Absolutgehalt als eher gering zu bewerten.

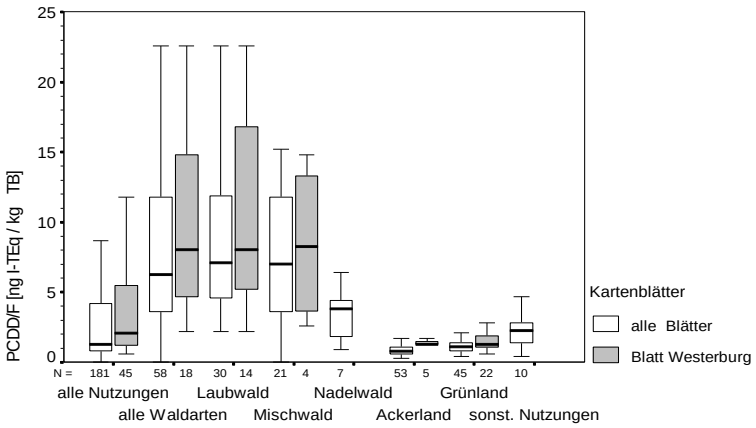


Abb. 83 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung

Die Daten anderer Bundesländer (LABO 2003) zeigen, dass die in diesem Bericht gefundenen Werte typisch für ländliche Regionen sind.

Das PCDD/F-Muster ähnelt bei den landwirtschaftlich genutzten Böden grundsätzlich dem der Waldoberböden, wenn auch gewisse Verschiebungen festzustellen sind und die Absolutgehalte auf erheblich geringerem Niveau liegen. In allen Untersuchungsgebieten liegt das D/F-Verhältnis in den Grünlandböden über dem der Waldoberböden, d.h. der relative Anteil der Dioxine an der Gesamtbelastung liegt hier höher. Im Untersuchungsraum ist dieser Index mit 1,3 etwas geringer als in den anderen Gebieten. Im Mittel enthalten die Grünlandböden ein Drittel der PCDD der Waldoberböden, während der PCDF-Gehalt um das 5-fache tiefer liegt.
Noch etwas höher als in den Grünlandböden ist allgemein das D/F-Verhältnis in den Ackerböden, wobei aufgrund der geringen Fallzahl für diesen Untersuchungsraum keine gesicherte Aussage getroffen werden kann. Es besteht allerdings der gleiche Trend wie in anderen Landesteilen.

Die bislang vorliegenden Daten deuten darauf hin, dass der relative PCDD-Anteil an der Gesamtbelastung in landwirtschaftlich genutzten Böden höher ist als in Waldoberböden und er in Verdichtungsräumen eine größere Bedeutung besitzt als in ländlich geprägten Räumen.

In der BBodSchV (1999) sind für die PCDD/F weder Vorsorge- noch Prüfwerte angegeben. Der strengste Maßnahmenwert gilt mit 100 ng I-TEq/kg für Kinderspielflächen. Wie in Tab. 77 ersichtlich wird dieser Wert in allen untersuchten Oberböden weit unterschritten.

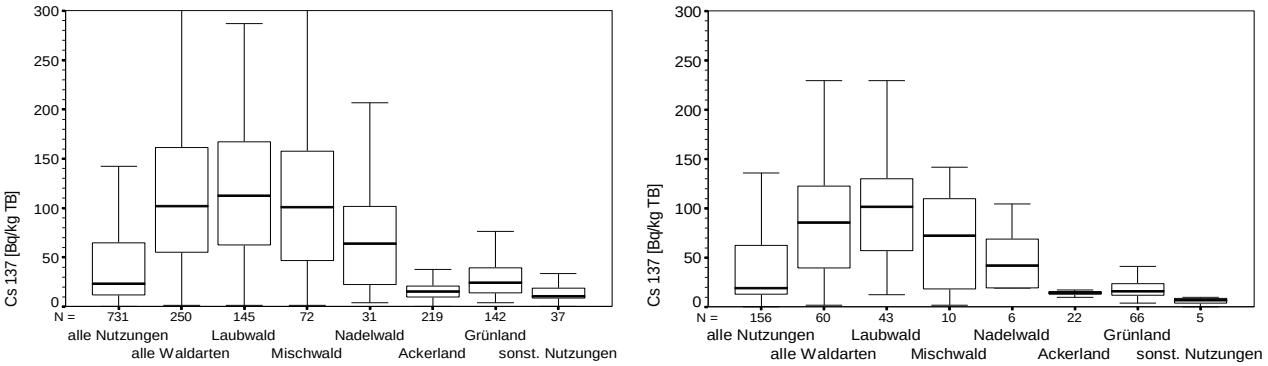
Es wird angenommen, dass die überdurchschnittlichen PCDD/F-Gehalte in den Waldoberböden vorwiegend auf ubiquitäre Einträge durch nasse Depositionen zurückzuführen sind und damit typisch für den niederschlagsreichen Westerwald sind. Dennoch dürften sich die Konzentrationen in einem für die Nutzung der Böden unbedenklichen Bereich befinden.

4.4. Radionuklide

Künstliche Radionuklide gelangten in die Böden des Untersuchungsgebietes in erster Linie durch die oberirdischen Kernwaffenversuche in der Zeit zwischen dem 2. Weltkrieg und Mitte der 70er Jahre sowie durch den Kernkraftwerksunfall von Tschernobyl Ende April 1986. Während die künstlichen Nuklide ^{125}Antimon (^{125}Sb), ^{134}Cäsium (^{134}Cs) und ^{60}Kobalt (^{60}Co) Halbwertszeiten zwischen 2 und 5 Jahren aufweisen und daher schon weitgehend zerfallen sind, beträgt die Halbwertszeit bei ^{137}Cäsium (^{137}Cs) und ^{90}Strontium (^{90}Sr) etwa 30 Jahre. Während ^{90}Sr in erster Linie aus den zahlreichen oberirdischen Kernwaffenversuchen stammt und als Altbelastung anzusehen ist, wurde der ^{137}Cs-Gehalt durch die 1986 hinzugekommenen Anteile um etwa das 8-fache erhöht (BUNZL, in BLUME et al. 1996). Dieses Radionuklid wird noch über Jahre im Boden nachweisbar bleiben. Das ^{137}Cs/^{134}Cs-Verhältnis betrug zum Zeitpunkt der Tschernobyl-Katastrophe 2,1:1. Den größten Anteil am Tschernobyl-Fallout hatte ^{131}Jod, das jedoch eine Halbwertszeit von nur 8 Tagen besitzt.
Die Radionuklid-Immissionen waren regional sehr unterschiedlich und der Eintrag wurde von der Menge der örtlichen Niederschläge bestimmt. In Oberbayern wurden im Mai 1986 um etwa 7,5fach höhere ^{137}Cs-Gehalte festgestellt als in Unterfranken (LBP 1997). Bezogen auf den 01.05.1986 schwankt der Gehalt in bayrischen Böden zwischen 7 und 330 Bq ^{137}Cs/kg (Median 29 Bq ^{137}Cs/kg) (LBP 1997). Die

auf die Kernwaffenversuche zurückgehende Hintergrundbelastung wird auf 2-9 Bq ^{137}Cs/kg geschätzt. Radiocäsium ist recht immobil, so dass eine bedeutsame vertikale Verlagerung nicht stattfindet (BLOCK 1993, LBP 1997, 2000). ^{137}Cs wird in erster Linie an Tonminerale gebunden und nur zu einem geringen Teil durch die Anlagerung an organische Substanz immobilisiert (BUNZL, in BLUME et al. 1996, LITZ & SATTELMACHER, in BLUME 1990, LBP 2000).
Aufgrund der nuklidspezifischen Halbwertszeiten besitzt ^{137}Cs heute bei den künstlichen Radionukliden die größte radiotoxikologische Relevanz.
Bei der vorliegenden Untersuchung wurden jene künstlichen Nuklide bestimmt, die beim Zerfall γ-Strahlen emittieren (^{60}Co, ^{134}Cs, ^{137}Cs und ^{125}Sb). Die Nuklide ^{60}Co, ^{134}Cs und ^{125}Sb lagen auch bei langer Messzeit immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. ^{137}Cs hingegen war in allen organischen Auflagen und annähernd allen Oberböden nachzuweisen.
Zur Vergleichbarkeit werden alle Daten der Bodenzustandsberichte auf das Datum 01.01.1997 normiert. Theoretisch ist die ^{137}Cs-Belastung seit der Katastrophe von Tschernobyl um etwa 25% zurückgegangen. Dabei wird aber vorausgesetzt, dass seit 1986 weder eine vertikale Verlagerung des ^{137}Cs noch eine Umlagerung des Bodenmaterials stattgefunden hat. Gerade durch Pflügen erfolgte die Vermischung der belasteten obersten Zentimeter des Bodens mit minder kontaminierter Bodensubstanz. Die in den Tabellen angegebenen zerfallskorrigierten Werte vom 01.05.1986 sind infolgedessen nur als Orientierungswert anzusehen.
Bislang wurden 731 Böden auf Radionuklide untersucht, wovon 156 aus dem Untersuchungsgebiet stammen.
In der Regel werden neben der organischen Auflage alle Horizonte untersucht, die in der Tiefe von mindestens 30 cm vorkommen. Dies ermöglicht die Berechnung von gewichteten Gehalten, um Böden unterschiedlicher Nutzung besser vergleichen zu können. Die Berechnung der Gewichtung erfolgt analog zum Gefährdungspotential der Spurenelemente (siehe 3.3.2.1.).

Annähernd alle statistischen Parameter zeigen, dass die Böden im Untersuchungsraum nur mittel bis leicht unterdurchschnittlich mit ^{137}Cs belastet sind. Die geringsten Gehalte weisen die landwirtschaftlich genutzten Böden auf. Die Ackerböden weisen einen Median von 14 Bq ^{137}Cs/kg und ein 90. Perzentil von 17 Bq ^{137}Cs/kg auf. Aufgrund der mittleren Bearbeitungstiefe von 30 cm sind diese Werte identisch mit den gewichteten Gehalten. Der Mittelwert deckt sich mit dem mittleren Gehalt aller bislang in Rheinland-Pfalz untersuchten Ackerböden und stimmt in etwa mit den Gehalten überein, die im ca. 60 km südwestlich gelegenen Untersuchungsgebiet Kisselbach (Hunsrückhochfläche) gemessen wurden.



Rheinland-Pfalz Blatt 5413 Westerburg

Abb. 84 ^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Flächenhaft niedrigere ^{137}Cs-Aktivitäten wurden in Ackerböden bisher nur im Raum Mainz mit durchschnittlich nur 8 Bq ^{137}Cs/kg festgestellt. In der Umgebung von Pirmasens liegen die mittleren Gehalte hingegen mit 28 Bq ^{137}Cs/kg doppelt so hoch wie im Untersuchungsraum.

Tab. 78 Statistische Kennwerte: ^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung
(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Nutzung	Herkunft*	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median 01.05.1986
alle Nutzungen	RP	731	3	<2,0	11,9	**23,1**	64,7	145,8	452,7	142,2	*29*
	5413	156	1	<2,0	13,2	**19,1**	62,5	121,9	229,4	135,7	*24*
alle Waldarten	RP	250	1	<2,0	55,0	**101,7**	161,5	211,5	452,7	301,0	*130*
	5413	60	0	1,9	39,5	**85,7**	122,4	150,2	229,4	229,4	*109*
Laubwald	RP	145	0	1,1	62,1	**112,6**	167,3	222,8	437,3	287,1	*144*
	5413	43	0	12,3	56,6	**101,8**	130,0	161,3	229,4	229,4	*130*
Mischwald	RP	72	1	<2,0	44,4	**100,9**	157,7	216,7	452,7	301,0	*129*
	5413	10	0	1,9	18,2	**72,2**	110,0	130,0	141,5	141,5	*92*
Nadelwald	RP	31	0	3,8	21,8	**64,0**	101,9	143,9	405,1	206,9	*82*
	5413	*6*	*0*	*18,9*	*19,3*	***42,0***	*68,7*	*100,9*	*104,5*	*104,5*	*54*
Ackerland	RP	219	1	<2,0	9,6	**15,1**	21,0	30,7	65,0	37,7	*19*
	5413	22	0	3,6	13,0	**14,4**	15,9	17,2	21,1	17,5	*18*
Grünland	RP	142	0	4,0	14,2	**24,3**	39,3	53,0	204,5	76,1	*31*
	5413	66	0	4,0	11,7	**16,2**	23,6	35,9	71,0	41,0	*21*
sonstige	RP	37	1	<2,0	8,4	**10,8**	19,0	36,8	61,7	34,5	*14*
Nutzungen	5413	*5*	*1*	*<2,0*	*2,7*	***6,9***	*9,2*	*9,6*	*9,6*	*9,6*	*9*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Tab. 79 Statistische Kennwerte: Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung (Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

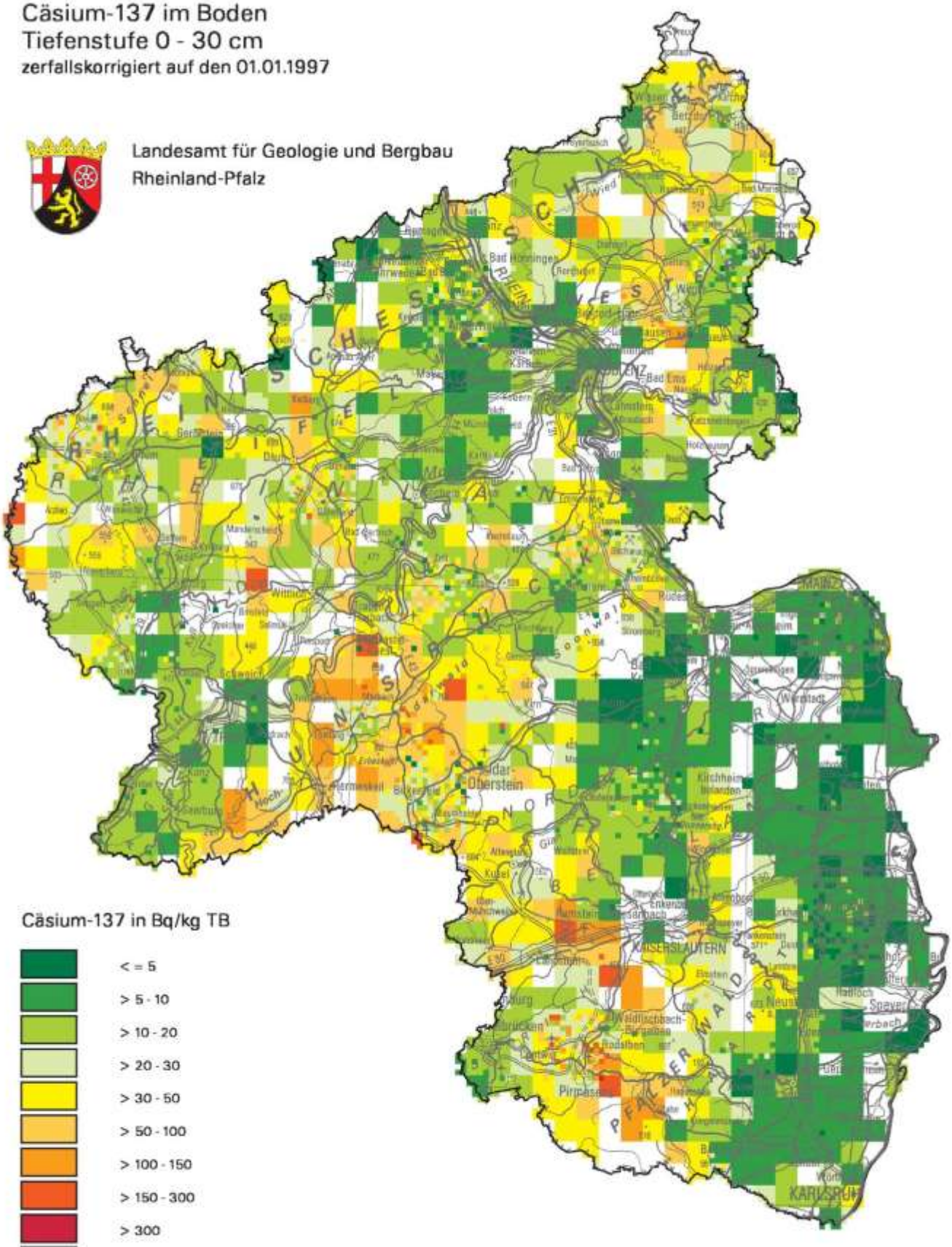
Nutzung	Herkunft*	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median 01.05.1986
alle Nutzungen	RP	692	0	0,3	9,7	**15,7**	25,2	40,3	181,4	48,4	*20*
	5413	155	0	0,4	10,7	**14,0**	19,3	25,5	77,7	31,6	*18*
alle Waldarten	RP	221	0	1,3	12,8	**21,7**	41,0	61,2	181,4	81,9	*28*
	5413	60	0	1,3	11,5	**16,3**	23,8	31,2	77,7	40,9	*21*
Laubwald	RP	131	0	1,6	15,7	**23,8**	44,8	57,3	181,4	81,5	*30*
	5413	43	0	3,6	12,9	**18,0**	23,8	33,9	77,7	32,1	*23*
Mischwald	RP	61	0	1,3	10,8	**17,9**	36,4	59,8	112,3	68,7	*23*
	5413	10	0	1,3	7,3	**15,8**	24,0	34,6	40,8	40,8	*20*
Nadelwald	RP	27	0	3,2	7,6	**11,1**	53,8	95,2	142,3	105,3	*14*
	5413	*6*	*0*	*5,8*	*5,9*	***9,3***	*11,0*	*11,1*	*11,1*	*11,1*	*12*
Ackerland	RP	219	0	0,3	9,3	**14,4**	18,8	27,9	55,7	32,3	*18*
	5413	22	0	3,6	13,0	**14,4**	15,9	17,2	21,1	17,5	*18*
Grünland	RP	139	0	1,6	11,1	**15,6**	22,8	30,7	95,9	39,5	*20*
	5413	65	0	1,6	10,3	**12,3**	18,4	21,8	31,6	29,0	*16*
sonstige	RP	35	0	0,4	8,5	**10,9**	25,2	37,4	61,7	48,4	*14*
Nutzungen	5413	*5*	*0*	*0,4*	*3,3*	***6,2***	*9,2*	*9,6*	*9,6*	*9,6*	*8*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Cäsium-137 im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Cäsium-137 in Bq/kg TB

	< = 5
	> 5 - 10
	> 10 - 20
	> 20 - 30
	> 30 - 50
	> 50 - 100
	> 100 - 150
	> 150 - 300
	> 300
	Keine Daten

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt
Redaktion: M. Hauenstein
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98
Stand: Februar 2015

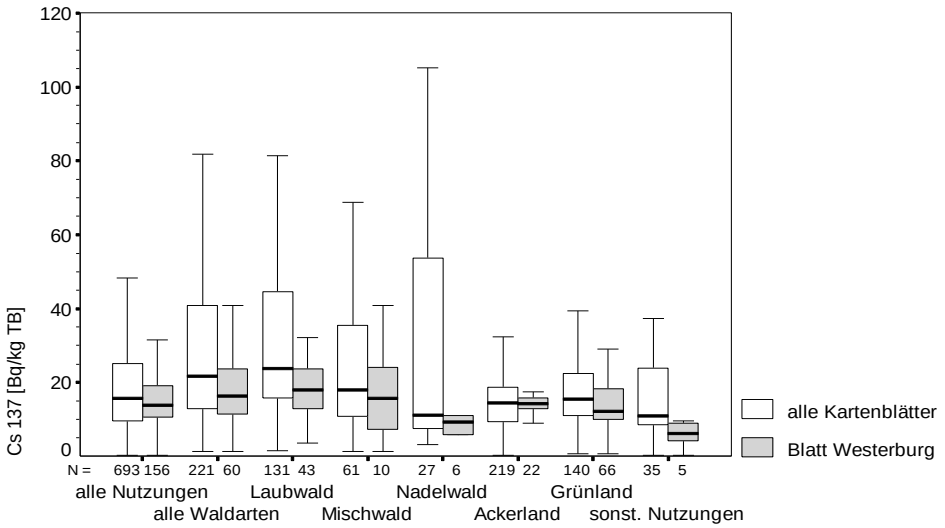


Abb. 85 Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Bei den Grünlandböden zeigt sich ein ähnliches Bild. Sowohl der Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont als auch der auf 30 cm gewichtete Gehalt unterschreitet den Landesdurchschnitt. Der gewichtete Mittelwert ist etwas niedriger als bei den Ackerböden, allerdings streuen die Gehalte bei dieser Nutzung etwas stärker, so dass das 90. Perzentil und die Ausreißergrenze über denen der Ackerböden liegen.

Die höchsten Aktivitäten sind in der Humusauflage und in den geringmächtigen Waldoberböden zu finden (siehe auch Kartenanlage). Im Mittel enthalten die organischen Auflagen im Untersuchungsraum 80 und die Oberböden 86 Bq ^{137}Cs/kg und das 90. Perzentil liegt bei 165 bzw. 150 Bq ^{137}Cs/kg. Damit liegt der mittlere Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont um das 6-fache über dem der Ackerböden. Diese verhältnismäßig hohen Gehalte beschränken sich aber auf die oberen Zentimeter der Waldböden. Unterhalb davon nehmen die ^{137}Cs-Gehalte rapide ab. Sowohl in der organischen Auflage als auch im Mineralboden liegen die Gehalte aber erheblich unter dem Landesdurchschnitt. Der Median der organischen Auflagen liegt im Untersuchungsraum nur etwa auf dem 25. Perzentil der landesweiten Daten. In keiner der flächenhaften Untersuchungen wurden bislang solch niedrige Gehalte in den obersten Horizonten der Waldböden gefunden. Ursache für die vergleichsweise niedrigen ^{137}Cs-Gehalte dürften relative geringe Niederschläge im Untersuchungsraum während des zeitlich engbegrenzten Tschernobyl-Fallouts sein.

Erstmals enthalten mehr als die Hälfte aller untersuchten Humusauflagen weniger Radiocäsium als der folgende Mineralbodenhorizont. Besonders ausgeprägt ist dies in den Böden der Laubwälder, wo dies in 81% der Fälle beobachtet wurde. Im Mittel ist dort die ^{137}Cs-Aktivität etwa doppelt so hoch wie in deren O-Horizonte. Bei den wenigen Nadelwaldstandorten weisen hingegen alle organischen Auflagen ca. 30% höhere ^{137}Cs-Gehalte auf.

Die höchsten ^{137}Cs-Gehalte im Untersuchungsraum weisen die Oberböden der Laubwälder auf. Mit steigendem Nadelbaumanteil sinken die Gehalte im Oberboden, während parallel dazu die Konzentrationen in der Humusauflage ansteigen. Dies wurde auch schon in den früheren Bodenzustandsberichten beobachtet (HAUENSTEIN 2000, 2001). Der oberste Mineralbodenhorizont der Laubwälder des Untersuchungsraums enthält im Mittel 102 Bq ^{137}Cs/kg. In Mischwälder sinkt dieser Wert auf 72 Bq ^{137}Cs/kg

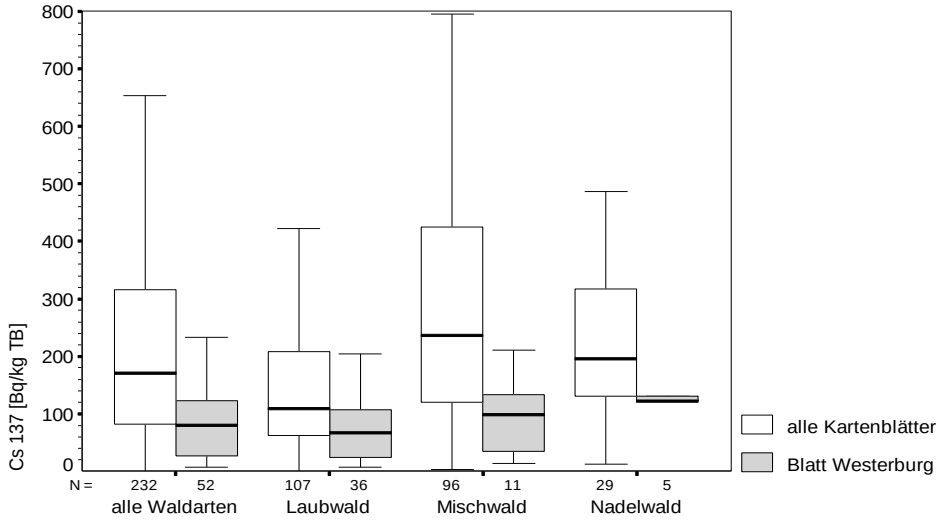


Abb. 86 ^{137}Cäsium in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand
(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

und in Nadelwälder auf 42 Bq ^{137}Cs/kg. In deutlich abgeschwächter Form ist dies auch bei den gewichteten Gehalten zu beobachten. In den oberen 30 cm der Böden beträgt der mittlere gewichtete Gehalt in Laubwälder 18 Bq ^{137}Cs/kg. Mit steigendem Nadelbaumanteil sinkt er auf 16 Bq ^{137}Cs/kg bzw. 9 Bq ^{137}Cs/kg. Zwar sind gerade die Angaben für die Nadelwälder aufgrund der geringen Fallzahl statistisch unsicher, jedoch ist es der gleiche Trend, der in anderen Untersuchungsgebieten festgestellt wurde. Die Humusauflagen aus Laubstreu enthalten im Mittel 67 Bq ^{137}Cs/kg. Die mittlere Konzentration steigt in den O-Horizonte der Mischwälder auf 99 Bq ^{137}Cs/kg und - unter dem Vorbehalt einer geringen Stichprobenzahl - auf 123 Bq ^{137}Cs/kg in Nadelwäldern.

Tab. 80 Statistische Kennwerte: ^{137}Cäsium in der organischen Auflage
(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median 01.05.1986
V (Org. Auflage	RP	232	1	<2,0	81,5	**171,2**	316,6	513,2	1136,0	654,1	*219*
(allgemein))	5413	52	0	7,3	27,3	**79,7**	122,2	164,5	233,6	233,6	*102*
Vb (Org. Auflage	RP	107	1	<2,0	61,5	**108,6**	209,8	354,5	712,9	421,9	*139*
(Laubwald))	5413	36	0	7,3	23,8	**67,4**	107,6	142,6	233,6	204,6	*86*
Vbn (Org.Auflage	RP	96	0	2,9	120,4	**236,3**	424,9	651,2	1136,0	795,7	*302*
(Mischwald))	5413	11	0	14,2	32,5	**98,5**	140,1	181,1	210,2	210,2	*126*
Vn (Org. Auflage)	RP	29	0	12,8	128,6	**196,1**	323,5	465,9	938,4	486,4	*250*
(Nadelwald)	5413	*5*	*0*	*24,3*	*97,5*	***122,5***	*140,7*	*170,9*	*170,9*	*170,9*	*156*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5413= Blatt 5413 Westerburg

Die Humusauflagen der Laubwälder sind aufgrund der besser abbaubaren Pflanzenrückstände geringmächtiger als jene mit hohem Nadelstreuanteil. Gerade in den Basaltgebieten ist die Nährstoffversorgung der Waldböden so günstig, dass gerade die Blattstreu relativ schnell mineralisiert wird. Dies führt dazu, dass dort ein erheblicher Teil des ^{137}Cs nicht in der Humusauflage verbleibt, sondern in die obersten Zentimeter des Mineralbodens gelangt. Eine darüber hinausgehende nennenswerte Migration dieses Radionuklids in größere Tiefen ist allerdings nicht festzustellen. Dies erklärt auch die großen Unterschiede zwischen dem Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont und den auf 30 cm gewichteten

Gehalten. In den Nadelwäldern hingegen dürfte der größte ^{137}Cs-Vorrat noch in der Humusauflage liegen. Die sehr geringen gewichteten Gehalten unterschreiten sogar die Gehalte in den landwirtschaftlich genutzten Böden.

Aufgrund der geringen vertikalen Verlagerungsgeschwindigkeit ist eine Grundwasserbelastung in der Regel nicht zu erwarten. Bis es in größere Tiefen gelangt, dürfte dieses Isotop zum stabilen Isotop ^{137}Ba zerfallen sein.
Trotz der insgesamt günstigen Situation im Untersuchungsraum ist die ^{137}Cs-Belastung in der organischen Auflage und den obersten Zentimetern des Mineralbodens nicht unproblematisch, da in dieser Zone insbesondere die Krautschicht wurzelt. Dies erklärt die überdurchschnittliche Radiocäsiumbelastung, die teilweise heute noch u.a. in Pilzen, Farnen und Moosen festzustellen ist.

5. Allgemeine Bewertungen

5.1. Erosionsgrad und -gefährdung

Bodenerosion führt zur Beeinträchtigung bzw. im Extremfall zur irreversiblen Zerstörung natürlicher Bodenfunktionen. Die Schädigung der Bodenstruktur, der Verlust an Nährstoffen und die Verminderung der Filter- und Pufferfunktionen verursachen eine Veränderung des natürlichen Lebensraums für Flora und Fauna. Zu den ökonomischen Konsequenzen zählen sinkende Ertragsfähigkeit, Gewässerbelastung und im Extremfall ist mit Ernteverlusten und örtlich mit der Gefährdung der Siedlungsflächen zu rechnen. Erhebliche Kosten kann zudem der Bau von technischen Vorkehrungen (z.B. Auffangbecken, Kanalisation) verursachen, mit denen die unmittelbaren Auswirkungen der Erosion gemindert werden sollen.

Auswirkungen der Bodenerosion sind in weiten Bereichen des Untersuchungsraums zu beobachten. Hierzu zählen nicht nur verkürzte Bodenprofile, sondern auch die Überdeckung der Böden in Akkumulationsbereichen. Die Substratzusammensetzung und –schichtung sowie die Reliefposition lassen auf den Bodentyp und dessen Entwicklungstiefe schließen, die ohne Erosion vorhanden sein müsste. Bei der Profilaufnahme wird der Ist-Zustand dokumentiert und geschätzt, wie sehr die Erosion das Profil schon verkürzt hat. Der Erosionsgrad gibt Auskunft über das Ausmaß der stattgefundenen Bodenerosion (Bodenkundlicher Kartieranleitung 1996).
Nur ca. 40% aller untersuchten Böden zeigen im Untersuchungsgebiet keine erkennbare oder nur geringe Erosionsmerkmale. Mehr als ein Drittel der Böden weisen einen hohen bis sehr hohen Erosionsgrad auf, d.h. die Erosion hat schon große Teile des Unterbodens erfasst und mindestens 60% des ur-

Tab. 81 Erosionsgrad; gegliedert in Nutzungsklassen

Blatt 5413 Westerburg

	Alle Nutzungen		Wald		Ackerland		Grünland	
Erosionsgrad	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
keiner	51	**34,7**	16	**27,1**	2	**9,1**	31	**49,2**
sehr gering	11	**7,5**	5	**8,5**	2	**9,1**	4	**6,3**
gering	8	**5,4**	6	**10,2**	1	**4,5**	1	**1,6**
mittel	18	**12,2**	11	**18,6**	3	**13,6**	4	**6,3**
hoch	25	**17,0**	11	**18,6**	9	**40,9**	5	**7,9**
sehr hoch	34	**23,1**	10	**16,9**	5	**22,7**	18	**28,6**

sprünglichen Bodenprofils fehlen. Am stärksten sind hiervon die lösslehmarmen Substrate der Magmatite betroffen, die gerade an den exponierten Kuppen und Oberhänge auftreten. Bei annähernd 70% dieser Standorte wurden Profilverkürzungen von mindestens 60% festgestellt. Es sind auch die Substrate mit dem mit Abstand höchsten Grobbodengehalt. Zwar sind sie von Natur aus steinreich, jedoch dürfte die Auswaschung des Feinbodens zur weiteren residualen Anreicherung des Bodenskeletts geführt haben (siehe auch 2. und 4.1.1.). Der Bodenabtrag hat aber historische Ursachen (siehe unten). Da Böden in diesen Reliefpositionen heute überwiegend bewaldet sind, besteht ein idealer Erosionsschutz.
Ein weiterer Hinweis auf die schon stattgefundene Erosion ist das Vorhandensein junger Solum- und Auensedimente, die immerhin etwa 20% des Untersuchungsraums einnehmen.

Mehr als die Hälfte der Grünlandböden ist nicht bzw. nur sehr gering durch Erosion geschädigt. Die Situation ist damit erheblich günstiger als bei den Acker- oder Waldböden. Allerdings wurden auch bei fast jedem dritten Grünlandboden erhebliche Profilverkürzungen festgestellt. Am stärksten von der Bodenerosion sind die Ackerböden betroffen. Über 60% dieser Böden weisen einen Abtrag von mehr als 60% des ursprünglichen Bodens auf.

Eine Ursache für den teilweise starken Bodenabtrag ist das Vorherrschen der Bodenarten schluffiger Lehm und stark toniger Schluff, die ausgesprochen leicht erodiert werden können. Sie zählen gemäß der allgemeinen Bodenabtragsgleichung mit einem K-Faktor von 0,41 bzw. 0,53 (siehe 4.1.1.) zu den durch Wasser erosionsgefährdesten Bodenarten (Bodenkundliche Kartieranleitung 1996, AD-HOC-AG Boden 2000). Ohne schützende Vegetationsdecke ist daher schon ab einer Hangneigung von 5° (9%) mit merklichem Bodenabtrag zu rechnen.

Die Degradierung der Böden geht wesentlich auf die erhebliche Ausdehnung der landwirtschaftlichen Nutzflächen im Mittelalter zurück. Ein starker Bevölkerungszuwachs führte zur erheblichen Erweiterung von Siedlungs- und Nutzflächen, was gerade im Mittelgebirgsraum zu Lasten der Waldgebiete ging. Zwar gab man ertragsarme Standorte rasch wieder auf, aber sie wurden nicht wieder gezielt aufgeforstet (BECKER 1975). Die extensive ackerbauliche Bewirtschaftung und die Nutzung des Waldes als Weide, Energie- und Rohstoffquelle führten flächenhaft zu einer erheblichen Verschlechterung der Standortbedingungen durch Nährstoffentzug und Erosion. Es ist davon auszugehen, dass das Untersuchungsgebiet insbesondere im Gebiet der basischen Magmatite weitgehend entwaldet war. Dies bezeugen u.a. die zahlreichen Steinlesehaufen und –wälle, die in den heutigen Waldgebieten anzutreffen sind. Trotz des vergleichsweise kühlen und niederschlagsreichen Klimas waren durch die relativ nährstoffreichen Böden die Voraussetzungen für eine landwirtschaftliche Nutzung nicht ungünstig.

Die Bewertung der Erosionsgefährdung erfolgt in diesem Bericht durch ein relativ einfaches Modell von CAPELLE & LÜDERS (1985; in HENNINGS 1994, AD-HOC-AG Boden 2000). Es kennzeichnet die *Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser nach bodenkundlichen und morphologischen Bedingungen* (Ebm). Als Eingangsdaten dienen allein Bodenart und Hangneigung. Weitere Faktoren wie Niederschlagsmenge, -verteilung, Grobbodengehalt, Hanglänge, Bodennutzung etc. werden nicht berücksichtigt. Zudem ist dieses Modell auf Humusgehalte von ca. 2% eingeschränkt, womit an sich fast nur Ackerböden bewertet werden können. Um eine grobe Abschätzung der potentiellen Erosionsempfindlichkeit durchführen zu können, wurden dennoch alle untersuchten Standorte bewertet.

Tab. 82 Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert in Nutzungsklassen

Blatt 5413 Westerburg

	Alle Nutzungen		Wald		Ackerland		Grünland	
Erosionsgefährdung	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
keine	9	**5,8**	5	**8,3**	0	**-**	3	**4,5**
sehr gering	28	**17,9**	13	**21,7**	3	**13,6**	10	**15,2**
gering	33	**21,2**	7	**11,7**	8	**36,4**	18	**27,3**
mittel	59	**37,8**	18	**30,0**	10	**45,5**	28	**42,4**
hoch	4	**2,6**	3	**5,0**	0	**-**	1	**1,5**
sehr hoch	23	**14,7**	14	**23,3**	1	**4,5**	6	**9,1**

Eine potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser besteht in weiten Teilen des Untersuchungsraums, da schluffreiche Böden überwiegen und die mittlere Hangneigung der untersuchten Standorte immerhin 6° (ca. 11%) beträgt. Die höchste Gefährdungsklasse wird im Bereich der Basaltkuppen und deren steilen Hänge erreicht. Im Untersuchungsgebiet werden Hänge mit mehr als 13° Gefälle allerdings nicht mehr landwirtschaftlich, sondern fast ausschließlich forstlich genutzt. Daher ist dort das reale Gefährdungspotential bei der heutigen Nutzung gering. Bei einer Hangneigung von mehr als 5° sollte im Sinne des vorbeugenden Bodenschutzes daher auf das Roden zusammenhängender Waldflächen verzichtet werden.

Etwa 10% der als Dauergrünland genutzten Böden liegt an stark geneigten Hängen (>10°), so dass dort eine hohe bis sehr hohe potentielle Erosionsgefährdung besteht. Ohne dass die Vegetationsdecke umgebrochen wird, ist jedoch das reale Risiko aber auch an diesen Standorten meist nur gering. Das Vermeiden von Überweidung und das regelmäßige Mähen zur Bildung einer dichten Vegetationsdecke sind hier der beste Erosionsschutz.

Die mittlere Hangneigung ist mit durchschnittlich 5° bei den Ackerböden zwar am geringsten, jedoch reicht sie bei schluffreichen Böden aus, dass bei etwa der Hälfte der Standorte ein mittleres Erosionsrisiko besteht. Dass auf den Ackerböden schon merklicher Bodenabtrag stattgefunden hat, zeigt schon der erhebliche Erosionsgrad, der bei zahlreichen Standorten beobachtet wurde (siehe oben). Zur Verringerung des Bodenabtrags ist ab mittleren Hangneigungen (>5°) der Anbau von Früchten mit hoher und langandauernder Bodenbedeckung zu bevorzugen. Ferner ist hangparalleles Pflügen und - sofern das Grundstück es ermöglicht - der hangparallele Streifenanbau zu empfehlen.

5.2. Filter- und Puffervermögen

Böden besitzen die Fähigkeit, in unterschiedlichem Maß Stoffe zu binden (siehe auch 4.1.4., 4.2.ff). Diese Eigenschaft als Schadstoffsenke ist begrenzt und kann z.B. durch Säureeinträge abnehmen. Durch Überlastung der Böden steigt das Risiko, dass sie zunehmend zur Schadstoffquelle werden, von der Stoffe über den Bodenbildungsbereich hinaus in tiefere Schichten oder in die Nahrungskette gelangen.

Das Stoffrückhaltevermögen eines Bodens wird im Wesentlichen von der Korngrößenzusammensetzung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Bodenreaktion (pH-Wert) beeinflusst. Das Filtervermögen der Böden beruht in der Fähigkeit, partikuläre Stoffe mechanisch zu binden. Bei der Pufferung erfolgt die Immobilisierung von gasförmigen und gelösten Stoffen durch Absorption.

Die relative Bindungsstärke für Schwermetalle im Oberboden kann mit dem von der AD-HOC-AG Boden (2000) beschriebenen Auswertemodell berechnet werden. Hierbei wird das Rückhaltevermögen elementspezifisch für die oberen 30 cm eines Bodenprofils einschließlich der organischen Auflage berechnet und gewichtet. Eingangsdaten sind Bodenart, Humusgehalt und pH-Wert. Das Ergebnis wird als ordinal skalierter Kennwert von 0 ("sehr gering") bis 5 ("sehr hoch") ausgedrückt.

Tongehalte von meist mehr als 20 Gew.% und vergleichsweise günstige pH-Werte bieten im Untersuchungsgebiet allgemein günstige Vorrausetzungen für ein hohes Rückhaltevermögen der Böden gegenüber Schwermetallen. Insbesondere bei den immobileren Elementen wie Chrom, Kupfer, Quecksilber und Blei wird in annähernd allen landwirtschaftlich genutzten Böden eine sehr hohe Bindungsstärke erreicht. Für die Spurenelemente Blei und Quecksilber, die vorrangig durch organische Substanz immobilisiert werden, gilt diese Einstufung auch für fast alle Waldböden. Die relative Bindungsstärke für Chrom und Kupfer ist in den Waldböden geringfügig geringer. Die Mehrheit der Böden erreicht bei diesen Elementen „nur“ eine „hohe“ Bindungsstärke. Eine schlechtere Bewertung wurde selbst in stärker versauerten Waldböden bei keinem dieser 4 Schwermetalle beobachtet.

Auch für die labiler gebundenen Schwermetalle wie Cadmium, Nickel und Zink wird in Ackerböden immer der Kennwert „4“ (hoch) oder 5 (sehr hoch) erzielt. Die Grünlandböden schneiden insbesondere bei Cadmium und Zink aufgrund der tieferen pH-Werte etwas schlechter ab. Ca. 30% dieser Böden fallen nur in die Klasse der mittleren relativen Bindungsstärke. Überwiegend sind es Grünlandböden mit pH-Werten von < 5. Wie schon in den Kapiteln 4.2.3. und 4.2.8. erwähnt ist daher eine Kalkung der stärker versauerten Grünlandböden zu empfehlen. Bei einer günstigeren Bodenreaktion erreichen Grünlandböden ebenfalls meist ein hohes z.T. auch ein sehr hohes Rückhaltevermögen.

Gerade durch Bodenschutzkalkungen werden die pH-Werte in der organischen Auflage der Waldböden derart angehoben, dass selbst für labiler gebundene Schwermetalle wie Cadmium, Nickel und Zink überwiegend ein hohes Rückhaltevermögen erwartet wird. In 80% der Fälle erreichen die Humusauflagen des Untersuchungsgebietes für Cadmium und Nickel mindestens den Kennwert „4“ (hoch). Für 60% dieser Horizonte gilt dies auch für Zink. Lediglich an 4 Nadelwaldstandorten wurden für diese 3 Schwermetalle aufgrund von pH-Werten von weniger als pH 3,7 ein geringes Rückhaltevermögen berechnet. Die Humusauflagen sind damit in der Regel die Horizonte, in denen für Waldböden die höchste Bindungsstärke bei den labiler gebundenen Schwermetalle erreicht wird. Die Wirkung der Bodenschutzkalkung beschränkt sich aber im Wesentlichen auf die Humusauflage, so dass der pH-Wert im obersten Mineralbodenhorizont häufig nur wenig angehoben wird. Aufgrund der geringen Mächtigkeit der Humusauflage ist die Bewertung für die gesamten oberen 30 cm der Waldböden insgesamt daher ungünstiger. Die Mineralbodenhorizonte liegen meist eine Bewertungsstufe schlechter als ihre organischen Auflagen. Zwar steigt der pH-Wert unterhalb des obersten Mineralbodenhorizonts in den Waldböden überwiegend wieder geringfügig an, was grundsätzlich die Immobilisierung von kationischen Schadstoffe begünstigt, jedoch sinkt gleichzeitig der Humusgehalt erheblich ab, so dass das Rückhaltevermögen insgesamt nicht steigt, teilweise sogar noch weiter sinkt. In etwa 80% der untersuchten Waldböden wurde für Cadmium, Nickel und Zink bezogen auf die gesamten oberen 30 cm eine mittlere relative Bindungsstärke festgestellt. Nur in wenigen Fällen erreichen die Waldböden nur das Klassenniveau „2“ (gering). Dies sind Standorte, in denen nicht nur die organischen Auflagen, sondern auch der Mineralboden ungewöhnlich niedrige pH-Werte aufweisen.

Unter Berücksichtigung der häufig hohen Schwermetallgehalte in den Böden von Blatt Westerburg kann trotz der überwiegend günstigen Voraussetzungen, für eine Immobilisierung dieser potentiellen Schadstoffe aber nicht abgeschätzt werden, in wie weit die Aufnahmekapazität erschöpft ist. Im Sinne der Vorsorge sollten zusätzliche Einträge vermieden werden.

Schriftenverzeichnis

ALLOWAY, B.J. & AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt.- 382 S.; Heidelberg (Spektrum).

AMBERGER, A. (1996): Pflanzenernährung.- 319 S., 4.Aufl.; Stuttgart (Ulmer).

ANLAUF, R. & KERSEBAUM, K.C. (1988): Modelle für Prozesse im Boden.- Stuttgart.

BACHMANN, G. & OLTMANNS, J. & KONIETZKA, R. & SCHNEIDER, K. (1999): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten.- Umweltbundesamt [Hrsg.]; Berlin (Schmidt).

BALLSCHMITTER, KH. & BACHER, R. (1996): Dioxine.- 507 S.; Weinheim (VCH).

BLOCK, J. (1993): Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen.- Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 24/93, 287 S.; Trippstadt.

BLUME, H.P. [Hrsg.] (1990): Handbuch des Bodenschutzes.- 686 S.; Landsberg/Lech (ecomed).

BLUME, H.P. & FELIX-HENNINGSEN, P. & FISCHER, W.R. & FREDE, H.G. & HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.] (1996): Handbuch der Bodenkunde.- Losebl.-Ausg.; Landsberg/Lech (ecomed).

BORCHERT, H. (1993): Der Eintrag von Luftschadstoffen in die Waldgebiete von Rheinland-Pfalz.- In: Ministerium für Umwelt, Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten [Hrsg.]: Waldschäden, Boden- und Luftversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, 167 S.; Mainz.

BORSDORF, H. & MÖDER, M. & OPP, C. & STACH, J. BÖHLMANN, W. (1995): Untersuchungen zur Verteilung organischer Schadstoffe in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **76**: 221-224; Oldenburg.

BORSDORF, K.H. & MALINOWSKI, D. & NAUMANN, M. (1995): Radiologische Belastung von Böden in Sachsen.- Z. angew. Geol., **41**: 111-117.

BROSIUS, G. & BROSIUS, F. (1995): SPSS. Base System und Professional Statistics.- Bonn.

CHRISTEN, H.R. (1985): Grundlagen der organischen Chemie.- 6. Aufl., 1158 S.; Frankfurt a.M, Aarau (Salle, Sauerländer).

CLAUß, G. & EBNER, H. (1979): Grundlagen der Statistik.- 530 S.; Frankfurt a.M. (Harri Deutsch).

CRÖßMANN, G. & LIPHARD, K.G. & EUSTERMANN, K. (1992); Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen, Bd. 2 Untersuchungsergebnisse.- 69 S.; Essen (Kommunalverband Ruhrgebiet).

DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden.- 1. Aufl., 575 S.; Weinheim (VCH).

FIEDLER, H. & HUTZINGER, R. (1991): Literaturstudie: Polychlorierte Dibenzo-*p*-Dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF).- Organohalogen Compounds, Vol. 5, 87 S.

FIEDLER, H.J. & RÖSLER, H.J. (1988): Spurenelemente in der Umwelt.- 278 S, 54 Abb. 139 Tab.; Stuttgart (Enke).

FINK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten.- 3. Aufl., 200. S.; Kiel (Hirt).

FISCHER, H. (1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 124 Siegen.- Geogr. L.-aufnahme 1:200000, 36 S.; Bonn-Bad Godesberg (B.-forsch.-anst. Landeskde Raumordnung Selbstverlag).

GOLDSCHMITT, M. & HAUENSTEIN, M. (2000): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz - Auswertung und Darstellung von Punkt- und Flächendaten - In: Umweltbundesamt [Hrsg.]: Flächenhafte Darstellung punktbezogener Daten über Stoffgehalte in Böden.- Texte 49/00, S 127-131; Berlin.

GRYSCHKO, R. & KUHNLE, R. & TERYTZE, K. (2000): Methodenevaluierung zur Extraktion von mobilen Spurenelementen mit 1 molarer NH_4NO_3-Lösung nach DIN 19730.- 61 S., Stuttgart (Grauer).

HARTMANN, R. (1995): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden.- Bayreuther Bodenkdl. Ber., **44:** 117 S.; Bayreuth.

HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1996): Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz.- 286 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).

HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1998): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6015 Mainz.- 128 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).

HAUENSTEIN, M. (2000): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 5911 Kisselbach.- 163 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).

HAUENSTEIN, M. (2001): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6711 Pirmasens-Nord.- 170 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).

HENNINGS, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde, Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jb., **F 31:** 5-242, 28 Abb., 123 Tab.; Hannover.

HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden.- Bonner Bodenkdl. Abh., Bd. 2, 228 S. 30 Abb.; Bonn.

- & BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität.- Z. Pflanzenern. Bodenkde., **158:**137-145; Weinheim (VCH).

- & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels $CaCl_2$ und NH_4NO_3.- Z. Pflanzenern. Bodenkde. **158:**137-145; Weinheim (VCH).

HINDEL, R. & FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland, geogene und anthropogene Anteile.- Texte, **13/91:** 1-137, 25 Abb., 29 Tab.; Berlin (Umweltbundesamt).

JONECK, M. & PRINZ, R. (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und N-Herbizide in Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation.- GLA Fachber., **9:** 1-155; München (Bayerisches GLA).

- (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen.- GLA Fachber., **12:** 1-55, 5 Abb., 39 Tab.; München (Bayerisches GLA).

KABATA-PENDIAS, A., & PENDIAS, H. (1992): Trace Elements in Soils ans Plants.- 365 S.; Boca Raton, Florida (CRC Press).

KAMPE, W. (1988): Chlorkohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle in Ackerböden von Rheinland-Pfalz und des Saarlandes.- Wasser und Boden, **1**: 22-26; Hamburg,Berlin (Parey).

KLOKE, A. (1980): Richtwerte 80 - Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- VDLUFA-Mitt., **1:** 9-11.

- (1981): Sollen Richtwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich / gärtnerisch genutzten Böden auch für Forstböden gelten?.- Mitt. forstl. B.-Versuchsanst., **1:** 241-246; Wien.

KOCH, D. & GRUPE, M. (1993): Mobilität von Schwermetallen geogener/anthropogener Herkunft.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **72**: 385-388; Oldenburg.

KRASEL, G. & PESTEMER, G.W. (1991): Belastung der bodennahe Atmosphäre mit Pflanzenschutzmittel.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 123-126; Oldenburg.

KUNTZE, H. & FLEIGE, H. & HINDEL, R. & WIPPERMANN, T. & FILIPINSKI, M. & GRUPE, M. & PLUQUET, E. (1991): Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlung für die Praxis.- In: ROSENKRANZ; D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.-M. [Hrsg.]: Bodenschutz, Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und

Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **1530:** 1-86; Berlin (E. Schmidt).

- & ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1988): Bodenkunde.- 4. erw. Aufl., 568 S., 150 Abb., 157 Tab.; Stuttgart (Ulmer).

LIEDTKE, H. (1984): Namen und Abgrenzungen von Landschaften in der Bundesrepublik Deutschland gemäß der amtlichen Übersichtskarte 1:500000 (ÜK 500).- Forsch. dt. Landeskde. **222:**1-96, 1 Kt.; Trier (Zentralaus. dt. Landeskde. Selbstverlag).

MERIAN, E. [Hrsg.] (1984): Metalle in der Umwelt.- 722 S.; Weinheim (Verlag Chemie).

MÜLLER, U. & HENNINGS, V. & HORN, A. (1991): Untersuchungen zur PCB- und Dioxinverbreitung in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I:** 365-368.

- (1992): Hintergrundbelastung niedersächsischer Böden mit polychlorierten Biphenylen und Polychlordibenzodioxinen/-furanen.- Wasser und Boden, **9**: 571-576; Hamburg, Berlin (Parey).

NORUSIS, M.J. (1994): SPSS 6.0 für Windows, Anwenderhandbuch für das Base System.- 527 S.; Chicago.

OTTOW, J. (1991): Mikrobiologische und chemisch-physikalische Wechselwirkungen beim Abbau organischer Schadstoffe in Böden.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 19-25; Oldenburg.

PRÜEß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden.- 145 S.;Wendlingen (Grauer).

- (1994) : Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden.- In: ROSENKRANZ; D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.-M. [Hrsg.]: Bodenschutz, Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **3600:** 1-59; Berlin (E. Schmidt).

- & TURIAN, G. & SCHWEIKLE, V. (1991): Ableitung kritischer Gehalte an NH_4NO_3-extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I:** 385-388.

RÖSLER, H.J. & LANGE, H. (1976): Geochemische Tabellen.- 2. Aufl., 674 S.; Stuttgart (Enke).

ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.M. [Hrsg.] (1988): Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.- Losebl.-Ausg.; Berlin (Schmidt).

RUPPERT, H. (1994): Einfluß periglazialer Deckschichten auf die natürlichen Schwermetallgehalte von Böden.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 21-33; Berlin (Springer).

RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns.- GLA Fachber., **2:** 1-97, 3 Abb., 89 Tab.; München (Bayerisches GLA).

RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. & SCHMIDT, R. (1991): Bereiche natürlicher Spurenmetallgehalte in den häufigsten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **5:** 49-73; München (Bayerisches GLA).

SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik.- 6. Aufl., S.; Berlin (Springer).

SCHÄFER, A. & THEIN, J. (1996): Geologische Stoffkreisläufe und ihre Veränderung durch den Menschen; Exkursionsführer.-Schr. A.-Wegener-Stift. 96/7; DGG (Bonn).

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde.- 11. Aufl., 442 S.; Stuttgart (Enke).

SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen.- 249 S.; Weinheim (VCH).

SCHÖLER, H.F. & FÄRBER, H. (1994): Die Verlagerung von Pestiziden in landwirtschaftlich genutzten Böden.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 69-77; Berlin (Springer).

SCHREIBER, U. (2000): Erläuterungen zur Geologischen Karte Blatt Westerburg.- [Entwurf, unveröff.].

SCHUBERT, A. (1995): Verteilung von Schwermetallen auf Bayerischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen.- In: Bayer. Staatsminist. Landesentwick. Umweltfragen [Hrsg]: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, S. 63-73; München.

SCHÜLER, G. (1994): Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992.- Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 30/94, 291 S.; Trippstadt.

SCHULTZ, R. & MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **43 (1)**: 471-476; Göttingen.

SEMMEL, A. (1985): Periglazialmorphologie.- Erträge Forsch. Bd. 231, 116 S., 58 Abb.; Darmstadt (Wiss. Buchgesell.).

SUTTNER, Th. (1995): Ermittlung von Hintergrundwerten anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns.- In: Bayer. Staatsminist. Landesentwick. Umweltfragen [Hrsg]: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, S. 16-21; München.

SUTTNER, Th. & AUßENDORF, M. & MARTIN, W. (1998): Hintergrundwerte anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns.- GLA Fachber., **16:** 158 S.; München (Bayerisches GLA).

TEBAAY, R.H. (1994): Untersuchung zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Wetsfalens.- Bonner Bodenkdl. Abh., **14**: 262 S..

TEBAAY, R.H. & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1991): Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden unterschiedlicher Nutzung.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **63:** 157-160.

TEBAAY, R.H. & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1993): Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belastete Böden.- Z. Pflanzenernähr. Bodenkde **156:** 1-10.

THIELE, S. (1997): PAK in belasteten Böden: Untersuchung zur Charakterisierung, Optimierung und Prognose des mikrobiellen PAK-Abbaus sowie zur Abschätzung der für Pflanzen verfügbaren PAK-Fraktion.-Bonner Bodenkdl. Abh., **22**: 318 S..

WEYER, T. (1993):Kalkungsversuche mit carbonatisch und silicatisch gebundenen Kalk- und Magnesiumdüngern; Initialeffekte auf versauerten Waldböden Nordrhein- Westfalens.- Bonner Bodenkdl. Abh., **12,** 299 S., Bonn.

WITTENBECHER, M. (1999): Mobilisierbare Schwermetalle in forstwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **18:** 1-35, 8 Abb., 8 Tab.; München (Bayerisches GLA).

ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **59 I:** 505-510.

AD-HOC-AG Boden (2000): Methodendokumentation Bodenkunde, Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jahrb.,Sonderhefte Reihe G, H. SG1, 2. Aufl., 232 S., 112 Tab.; Hannover.

Arbeitsgruppe Boden (**AG Boden**) (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., 392 S., 33 Abb. 91 Tab.; Hannover.

Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil I: Einführung, Stoffbestand des Boden-Nährstoffe,Schadstoffe.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 4/97, S. 1-77; Freising-München.

Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil II: Stoffeinträge, Stoffausträge, Schwermetall-Bilanzierung verschiedener Betriebstypen.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 5/97, S. 85-190; Freising-München.

Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (2000): Strahlenschutzvorsorge in der Landwirtschaft; Organisation, Ergebnisse und Maßnahmen.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 2/00, 56 S.; Freising-München.

Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (**LABO**) (1998): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.- 114 S.; Berlin.

DECHEMA [Hrsg.] (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate.- 615 S.; Frankfurt a.M..

Deutscher Wetterdienst (1957): Klimaatlas von Rheinland-Pfalz.- 77 Kt., 9 Diagr., 37 S. Erl.; Bad Kissingen.

Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (**MUF**) [Hrsg.] (1994): Forstatlas.- Mitt. Landesforstverwalt. Rheinland-Pfalz **12:** 1-104.; Mainz.

Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (**MUF**) [Hrsg.] (1998): 10 Jahre erfolgreiche Bodenschutzkalkung in den rheinlandpfälzischen Wäldern.- 25 S., www.uni-kl.de/FVA/; Mainz.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1991): Rheinland-Pfalz heute 1991.- 20 S.; Bad Ems.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1992): Rheinland-Pfalz seine kreisfreien Städte und Landkreise.- 669 S.; Bad Ems.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1999): Rheinland-Pfalz heute 1999/2000.- 20 S.; Bad Ems.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (2000): Rheinland-Pfalz heute 2000/2001.- 23 S.; Bad Ems.

Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Karlsruhe, Schadstoffgehalte der Böden.- Ber. UM-14-95, 68 S.; Stuttgart.

Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Pforzheim, Schadstoffgehalte der Böden.- Ber. UM-15-95, 62 S.; Stuttgart.

Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Kehl, Schadstoffgehalte der Böden.- Ber. UM-16-95, 59 S.; Stuttgart.

Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (**VDLUFA**) (1996): Methodenbuch VII, Umweltanalytik.- 1.Aufl., 1.Teilliefer.; Darmstadt (VDLUFA).

Normen

DIN 19683 Teil 2, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Physikalische Laboruntersuchungsverfahren, Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat; (1973).

DIN 19730, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung; (1997).

DIN 38406 Teil 22, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (DEV E 22), Bestimmung der 33 Elemente Ag, Al, As, B, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Ti, V, W, Zn und Zr durch Atomemissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES); (1988).

DIN 38407 Teil 2, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Gemeinsam

erfaßbare Stoffgruppen (DEV F 2), Gaschromatographische Bestimmung von schwerflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen; (1993).

DIN 38414 Teil 7, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (DEV S 7), Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen; (1983).

DIN ISO 10390, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des pH-Wertes; (1997).

DIN ISO 10693, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Carbonatgehaltes, Volumetrisches Verfahren; (1997).

DIN ISO 10694, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse); (1996).

DIN ISO 11464, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen; (1996).

DIN ISO 13878, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse); (1998).

Richtlinien, Verordnungen und Gesetze

Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (1997): Altablagerungen, Altstandorte und Grundwasserschäden, Merkblatt **ALEX-02**: Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung.- 10 S.; Oppenheim.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1992): Klärschlammverordnung [**AbfKlärV**], BGBl. Teil I, S. 912-934; Bonn.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundes-Bodenschutzgesetz) [**BBodSchG**], BGBl. Teil I, Nr. 16; Bonn.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung [**BBodSchV**], BGBl. Teil I, Nr. 36; Bonn.

Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz (1994): Vollzug der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) – Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Umwelt, MiniBl. **3**:59-73; Mainz.

Umweltministerium Baden-Württemberg (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden [**VwV Anorganische Schadstoffe**], GABl. des Landes Baden-Württemberg, S. 1029-1036; Stuttgart.

Abkürzungsverzeichnis

Allgemeine Abkürzungen:

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BBodSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz)
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
EPA	Umweltbehörde der USA

GP	Gefährdungspotential
GGP	gewichtetes Gefährdungspotential
LABO	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LNF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
mNN	Meter über Normalnull
NSG	Naturschutzgebiet
VwV	Verwaltungsvorschrift
TK25	Topographische Karte Maßstab 1:25000
TVO	Trinkwasserverordnung (TrinkwV)

Chemische/Physikalische Abkürzungen:

Al	Aluminium
As	Arsen
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrom
Cs	Cäsium
Cu	Kupfer
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
DDT	Dichlor-diphenyl-trichlorethan
Σ-DDX	Summe der Isomere der DDT-Gruppe
Flammen-AAS	Flammen-Atomabsorptionsspektrometer
G-AAS	Graphitrohrofen-Atomabsorptionsspektrometer
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
ICP-AES	Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma
KAK_{pot}	potentielle Kationenaustauschkapazität
Mg	Magnesium
MHS-AAS	Metallhydridsystem- Atomabsorptionsspektrometer
NH_4NO_3	Ammoniumnitrat
N_{ges}	Gesamt-Stickstoff
Ni	Nickel
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDD/F	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
SE_{ges}	Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbarer Gehalt) SE = jeweiliges Element (z.B. Cd_{ges})
SE_{mob}	Mobilgehalt (NH_4NO_3-extrahierbarer Gehalt) SE = jeweiliges Element (z.B. Pb_{mob})
TB	Trockenboden
Zn	Zink

Bq	Becquerel
I-TEq	(Internationales) Toxizitätsäquivalent
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
ng	Nanogramm

Bodenkundliche / Geologische Abkürzungen

+LT	Tephra
+LTi	intermediäre Tephra
+UV	ultrabasische Vulkanite
+UV;+Vb; pfl [+UV;+Vb(3-4)/ Lp(0-1)]	(Ultra-)Basische Vulkanite oder Periglaziale Lage [(Ultra-)Basische Vulkanite (3-4) und Lösslehm (0-1)]
+Vb	basische Vulkanite
+Vi	intermediäre Vulkanite
+VTb	basischer Tuff
+VTb; pfl [+VTb(3-4)/Lp(0-1)]	Basischer Tuff oder Periglaziale Lage [Basische Tuff (3-4) und Lösslehm (0-1)]
Al	Auenlehm (carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Au	Auenschluff (carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Lp	Lösslehm
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	Lösslehm oder Solifluktionslösslehm
pfl	periglaziale Lage
pfl [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	Periglaziale Lage [Lösslehm (2-3) und (Ultra-)Basische Vulkanite (1-2)]
pfl [Lp(2-3)/+LTi(1-2)]	Periglaziale Lage [Lösslehm (2-3) und intermediäre Tephra (1-2)]
pfl [Lp(2-3)/+Vi(1-2)]	Periglaziale Lage [Lösslehm (2-3) und Intermediäre Vulkanite (1-2)]
pfl [Lp(2-3)/+VTb(1-2)]	Periglaziale Lage [Lösslehm (2-3) und Basischer Tuff (1-2)]
Ul	Solumsediment (lehmig; carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Uu	Solumsediment (schluffig; carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Uu; Ul	Solumsediment (lehmig oder schluffig; carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Uu;Ul [(+UV;+Vb)(3-4)/Lp(0-1)]	Solumsediment (lehmig oder schluffig; carbonatfrei) [(Ultra-)Basische Vulkanite (3-4) und Lösslehm (0-1)]
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+LT)(1-2)]	Solumsediment (lehmig oder schluffig; carbonatfrei) [Lösslehm (2-3) und Tephra (1-2)]
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+UV;+Vb)(1-2)]	Solumsediment (lehmig oder schluffig; carbonatfrei) [Lösslehm (2-3) und (Ultra-)Basische Vulkanite (1-2)]
Uu;Ul [Lp(2-3)/(+VTb)(1-2)]	Solumsediment (lehmig oder schluffig; carbonatfrei) [Lösslehm (2-3) und basischer Tuff (1-2)]
V	Organische Auflage (undifferenziert)
Vb	Organische Auflage aus Blattstreu
Vbn	Organische Auflage aus Blatt- und Nadelstreu
Vn	Organische Auflage aus Nadelstreu
YL	Anthropogene Substrate (lehmig)
YU	Anthropogene Substrate (schluffig)

fU	Feinschluff
mU	Mittelschluff
gU	Grobschluff
U	Schluff
fS	Feinsand
mS	Mittelsand
gS	Grobsand
S	Sand

Mathematisch / Statistische Abkürzungen

Ausr.gr.	Außreißergrenze
Max	Maximum
Med	Median (Zentralwert, 50. Perzentil, 50. Quartil)
Min	Minimum
n	Größe der Stichprobe
Σ	Summe

Tabellenverzeichnis

		Seite
1	Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum	17
2	Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschläge und der Anzahl der Nebeltage	19
3	Flächennutzung im Untersuchungsraum	20
4	Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)	23
5	Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Biozide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)	24
6	Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)	24
7	Mittlere Nachweisgrenzen, Faktoren der Toxizitätsäquivalente und Summenformeln der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	25
8	Mittlere Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der Radionuklide	25
9	Prüfwertfunktionen für Spurenelement-Gesamtgehalte und allgemeine Prüfwerte für mobile Spurenelemente	28
10	Ermittlung des gewichteten Gefährdungspotential (GGP) an einem Beispielprofil	29
11	Mediane der Kornfraktionen im Oberboden und deren typische Bodenart	33
12	Grobbodenanteil (Korngröße >2 mm) im Oberboden	34
13	pH-Wert im Oberboden	36
14	Mittlerer pH-Wert im Oberboden; gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen	37
15	pH-Wert in der organischen Auflage	38
16	Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden	39
17	Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden; Mediane gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen	40
18	Stickstoff im Oberboden	42
19	Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden	44
20	Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen im Oberboden	45
21	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Oberboden	46
22	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Oberboden	48
23	NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium im Oberboden	49
24	Potentielle Kationenaustauschkapazität in der organischen Auflage	50
25	Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in der organischen Auflage	51
26	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat in der organischen Auflage	52
27	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium in der organischen Auflage	52
28	NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium in der organischen Auflage	53
29	Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden	54
30	Vorsorgewerte für Metalle	54
31	Prüfwerte für Metalle	55
32	Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) im Oberboden	55

		Seite
33	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden	58
34	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen in der organischen Auflage	60
35	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden	60
36	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen in der organischen Auflage	64
37	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden	67
38	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei in der organischen Auflage	70
39	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei in der organischen Auflage	70
40	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden	71
41	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden	77
42	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium in der organischen Auflage	78
43	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden	80
44	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium in der organischen Auflage	80
45	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden	88
46	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom in der organischen Auflage	90
47	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom in der organischen Auflage	91
48	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden	94
49	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden	98
50	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden	100
51	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer in der organischen Auflage	101
52	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer in der organischen Auflage	101
53	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden	108
54	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel in der organischen Auflage	109
55	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden	111
56	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel in der organischen Auflage	111
57	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden	118
58	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden	120
59	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber in der organischen Auflage	121
60	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber in der organischen Auflage	121
61	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden	126
62	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden	129
63	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink in der organischen Auflage	132
64	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink in der organischen Auflage	133
65	Organische Schadstoffe im Boden	136
66	Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden	136
67	Prüfwerte für organische Stoffe	137
68	Blatt 5413 Westerburg: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze	138
69	Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ-DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	138
70	Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	140
71	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden	142
72	Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	144
73	Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	145
74	Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden	149
75	Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	150
76	Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	152
77	Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden	154

		Seite
78	^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	158
79	Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	158
80	^{137}Cäsium in der organischen Auflage	161
81	Erosionsgrad; gegliedert in Nutzungsklassen	162
82	Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert nach Nutzungsklassen	164

Abbildungsverzeichnis

		Seite
1	Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums	13
2	Gemeinde Weltersburg (Oberwesterwälder Kuppenland; Blick von Süden)	13
3	Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen	14
4	Blick von Westen in Richtung der Gemeinde Girkenroth	15
5	Chemische Klassifikation und Nomenklatur vulkanischer Gesteine aus dem Na_2O+K_2O / SiO_2-Verhältnis	16
6	Tongrube zwischen Willmenrod und Weltersburg	21
7	Himburg (Gemeinde Rothenbach)	21
8	Schema eines Boxplots	29
9	Bodenarten des Feinbodens	32
10	Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Lösslehmarme und –reiche periglaziale Lagen und Solumsedimente der basischen Magmatite)	33
11	Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Lösslehmreiche periglaziale Lagen und Solumsedimente der intermediären Tephren (*Laacher See Tephra*)	35
12	pH-Wert im Oberboden	36
13	Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden	40
14	Stickstoff im Oberboden	41
15	C/N-Verhältnis im Oberboden	41
16	NH_4NO_3-extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	43
17	Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden	44
18	Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden	47
19	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	56
20	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	57
21	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden	58
22	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden	61
23	Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich	62
24	Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	64
25	Gewichtetes Gefährdungspotential von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	65
26	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	66
27	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	66
28	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden	68
29	Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich	72
30	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden	74
31	Relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	74
32	Gewichtetes Gefährdungspotential von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	75
33	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	76

		Seite
34	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	77
35	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden	78
36	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden	81
37	Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich	82
38	Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	84
39	Gewichtetes Gefährdungspotential von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	85
40	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	86
41	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	86
42	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden	87
43	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden	88
44	Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	90
45	Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich	92
46	Gewichtetes Gefährdungspotential von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	95
47	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	96
48	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	96
49	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden	97
50	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden	98
51	Relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	100
52	Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich	102
53	Gewichtetes Gefährdungspotential von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	105
54	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	105
55	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	106
56	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden	106
57	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden	109
58	Relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	110
59	Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich	112
60	Gewichtetes Gefährdungspotential von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	115
61	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Ton- und Klassen organischer Substanz	116
62	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	116
63	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden	118
64	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden	119
65	Relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	120
66	Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich	122
67	Gewichtetes Gefährdungspotential von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	124
68	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	125
69	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	125

		Seite
70	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden	128
71	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden	129
72	Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich	130
73	Relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	132
74	Gewichtetes Gefährdungspotential von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen	135
75	p,p´-DDX-Isomere und Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	139
76	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden	143
77	Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	145
78	Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittleren Jahresniederschlag	146
79	Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten	148
80	Polychlorierte Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden - Vergleich der Gesamtdaten mit Daten des Untersuchungsgebietes, gegliedert nach Nutzung	150
81	PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung	153
82	PCDD/F-Gehalte in Waldoberböden, gegliedert in Niederschlagsklassen	155
83	PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung	155
84	^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	157
85	Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	160
86	^{137}Cäsium in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand	161

Kartenverzeichnis

Übersichtskarten 1:1.000.000

In dieser Online-Fassung von 2015 geben die nachfolgend aufgeführten Übersichtskarten abweichend zur Druckfassung von 2003 den aktuell vorhandenen und ggfs. erweiterten Kenntnisstand zum landesweiten geochemischen Zustand der Oberböden wieder. Für das hier relevante Gebiet des Bodenzustandsberichts ist diese Information aber deckungsgleich.

		Seite
1	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Arsen** in den Oberböden	59
2	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Blei** in den Oberböden	69
3	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Cadmium** in den Oberböden	79
4	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Chrom** in den Oberböden	89
5	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Kupfer** in den Oberböden	99
6	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Nickel** in den Oberböden	107
7	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Quecksilber** in den Oberböden	117
8	Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von **Zink** in den Oberböden	127
9	Geochemische Übersichtskarte; **Cäsium-137** im Oberboden	159

Kartenanlage

Die Kartenanlagen dieser Online-Fassung stehen in mehreren Dateien gesondert als download zur Verfügung.

1 Karte der obersten Substratschicht 1:50.000
2 Bodennutzung 1:50.000
3 Geochemische Karte 1:50.000: **Arsen** im Oberboden
4 Geochemische Karte 1:50.000: **Blei** im Oberboden
5 Geochemische Karte 1:50.000: **Cadmium** im Oberboden
6 Geochemische Karte 1:50.000: **Chrom** im Oberboden
7 Geochemische Karte 1:50.000: **Kupfer** im Oberboden
8 Geochemische Karte 1:50.000: **Nickel** im Oberboden
9 Geochemische Karte 1:50.000: **Quecksilber** im Oberboden
10 Geochemische Karte 1:50.000: **Zink** im Oberboden
11 Geochemische Karte 1:50.000: **Gefährdungspotential** durch Spurenelemente
12 Geochemische Karte 1:50.000: **DDX - Gesamt**-**DDT** (DDT und Metaboliten) im Oberboden
13 Geochemische Karte 1:50.000: **PAK**, Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden
14 Geochemische Karte 1:50.000: **PCB**, Polychlorierte Biphenyle im Oberboden
15 Geochemische Karte 1:50.000: **PCDD/F**, Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane im Oberboden
16 Geochemische Karte 1:50.000: **Cäsium-137** (^{137}Cs) im Oberboden

Allen, die im Laufe dieser Arbeit mit Ratschlägen, Hilfsbereitschaft und Geduld zur Seite standen, sei herzlichst gedankt.

Mein Dank gilt im besonderen Herrn Dr. Hoffmann und Herrn Dr. Backes vom Ministerium für Umwelt und Forsten durch deren Einsatz und Interesse dieses Projekt ermöglicht wurde.

Für die konstruktive und vertrauensvolle Zusammenarbeit und Projektbetreuung möchte ich mich herzlich bei Herrn Fickus und Herrn Chudziak vom Landesamt für Umwelt und Gewerbeaufsicht bedanken.

Dem Leiter der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer Herrn Prof. Dr. Aldag und seinen Mitarbeiter Herrn Dr. Jobst und Herrn Dr. Züricher danke ich für die gewissenhafte Durchführung der Analytik der organischen Schadstoffe.

Ich möchte mich bei den Verwaltungen der Verbandsgemeinden Westerburg, Hachenburg, Selters (WW), Wallmerod und Wirges sowie bei den Forstverwaltungen Montabaur, Selters, und Wallmerod für die bereitwillige Unterstützung der Geländearbeiten bedanken. Der Freiherr von Hövel´sche Rentei gilt mein Dank, die Arbeiten in ihrem Privatwald durchführen zu können.

Für die unverzichtbare Unterstützung durch die Direktoren des Landesamtes für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz Herrn Prof. Dr. K.-H. Emmermann und seinem Nachfolger Herrn Dr. H. Ehses danke ich ganz herzlich.

Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (TERRA PLAN HOFFMANN, Frankfurt) möchte ich meinen Dank für die zügigen und sorgsamen Gelände- und Kartierungsarbeiten aussprechen.

Meinen Kollegen vom geochemischen-bodenchemischen Labor des Landesamtes für Geologie und Bergbau Frau D. Detmann, Herrn P. Bahrmann, Herrn H. Becker, Herrn U. Helsper, Herrn T. Knies, Herrn Dr. K. Mauersberger, Herrn M. Nastali und Herrn K. Prinz danke ich für ihr großes Engagement bei der Durchführung der umfangreichen Laborarbeiten und nicht zuletzt für das freundliche Arbeitsklima.

Für die Erstellung der thematischen Karten sowie für die Bereitstellung räumlicher Daten und Geländekarten gilt mein freundschaftlicher Dank Herrn M. Goldschmitt.

Bei Herrn P. Bahrmann, Herrn Dr. M. Krimmel, Herrn Dr. E.-D. Spies, Herrn K. Prinz und Herrn Dr. M. Weidenfeller möchte ich mich ganz herzlich für die große fachliche Unterstützung, den Anregungen und der kritischen Durchsicht des Manuskripts bedanken.

Verteilerhinweis:

Diese Informationsschrift wird von der Landesregierung von Rheinland-Pfalz im Rahmen ihrer verfassungsgemäßen Verpflichtung zur Unterrichtung der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern während eines Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Mißbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Information oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme der Herausgeberin zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist es jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

RheinlandPfalz
MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

Stiftsstraße 9
55116 Mainz

www.mwkel.rlp.de