



2015
Internationales
Jahr des Bodens

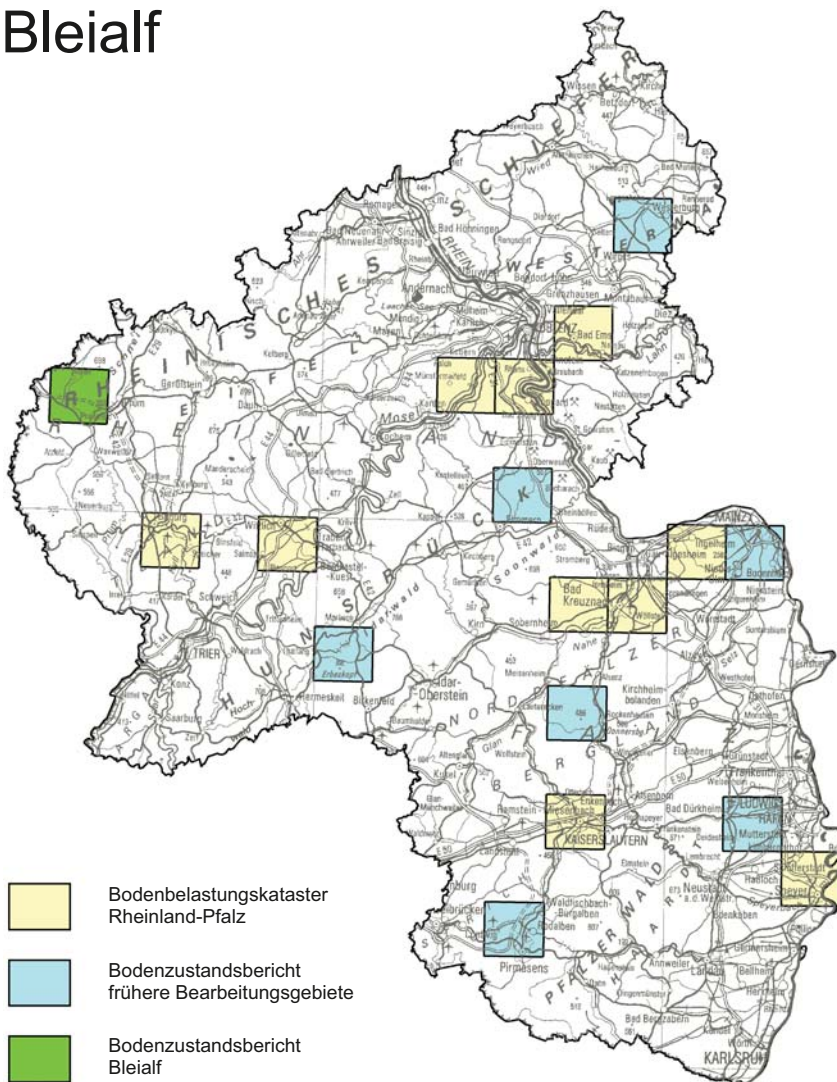


Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

BODENZUSTANDS- BERICHT RHEINLAND-PFALZ

Bleialf



BODENZUSTANDSBERICHT RHEINLAND-PFALZ

BLEIALF

VERFASSER M. HAUENSTEIN

BEITRÄGE VON K. PRINZ, H.-P. RECK, U. ZOLLFRANK

KARTOGRAPHIE M. GOLDSCHMITT

PROFILAUFNahme UND BEPROBUNG H.-P. RECK

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:
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.-Biol. Kai Prinz ²
Dipl.-Biol. Hans-Peter Reck ³
Dr. U. Zollfrank 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. CATENA; 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, 2014
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	11
2. Untersuchungsraum	11
2.1. Naturräumliche Gliederung	11
2.2. Geologie und Böden	13
2.3. Klima	23
2.4. Bevölkerung und Flächennutzung	24
3. Untersuchungsmethodik	25
3.1. Beprobung und Beprobungsraster	25
3.2. Analytik	26
3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung	26
3.2.2. Allgemeine Analytik	26
3.2.3. Spurenelemente	27
3.2.4. Organische Schadstoffe	27
3.2.5. Radionuklide	29
3.3. Auswertung	30
3.3.1. Bildung von Datenkollektiven	30
3.3.2. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze	32
3.3.3. Statistische Auswertung	32
3.3.4. Graphische Darstellung	33
3.3.5. Kartographische Darstellung	34
4. Ergebnisse	35
4.1. Allgemeine Parameter	35
4.1.1. Korngrößenzusammensetzung	35
4.1.2. pH-Wert und Carbonate	42
4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff	46
4.1.4. Kationenaustauschkapazität	52
4.1.5. Nährstoffe	60
4.2. Spurenelemente	65
4.2.1. Arsen	68
4.2.2. Blei	76
4.2.3. Cadmium	87
4.2.4. Chrom	96
4.2.5. Kupfer	104
4.2.6. Nickel	114
4.2.7. Quecksilber	123
4.2.8. Zink	131

4.3. Organische Schadstoffe	141
4.3.1. Pflanzenschutzmittel	144
4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	148
4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)	155
4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	158
4.4. Radionuklide	165
4.4.1. Allgemeine Grundlagen	165
4.4.2. Auswertung	169
Schriftenverzeichnis	175
Normen	180
Richtlinien, Verordnungen und Gesetze	181
Abkürzungsverzeichnis	181
Tabellenverzeichnis	183
Abbildungsverzeichnis	185
Kartenverzeichnis	189
Kartenanlage	

Zusammenfassung

Untersuchungsraum

Der vorliegende Bericht beschreibt die stoffliche Beschaffenheit von Böden im Naturraum *West-eifel*. Der 144 km² große Untersuchungsraum setzt sich aus Teilen der Topographischen Karten Bleialf, Prüm, Leidenborn und Schönecken zusammen. Er liegt im Nordwesten des Landkreises Bitburg-Prüm nahe der belgischen Grenze.

Die mäßig zerschnittene flachwellige Hochfläche wird nur im Nordosten von der höchsten Erhebung des Schneifelrückens dem *Schwarzen Mann* (697 mNN) um etwa 100 m überragt. Nach Süden hin schneiden sich die Bäche zunehmend in die Hochfläche ein.

Auf der Hochfläche liegt die mittlere Jahrestemperatur überwiegend um 8°C und jährlich fallen zwischen 900 und 1000 mm Niederschlag. In den Kammlagen kann der Niederschlag auf >1100 mm/a ansteigen und die mittlere Jahrestemperatur sinkt dort auf 6°C.

Mit <50 Einw./km² ist das Gebiet dünn besiedelt. Das relativ kühle, niederschlagsreiche Klima begünstigt die Grünlandnutzung, die über 50% der Untersuchungsfläche einnimmt. Der Waldanteil liegt knapp unter 40%.

Der geologische Untergrund der Hochfläche besteht aus sehr schwach metamorphen Gesteinen des Unterdevons (Ems). Großräumig herrschen carbonatfreie klastische Gesteine vor, die vor allem aus feinen Ton- und Schluff-Bänder bestehen, in die schmale feinsandige Schichten eingeschaltet sein können. Für diese Gesteine wird hier der Überbegriff *Pelite* verwendet.

Der Höhenrücken der *Schneifel* ist überwiegend aus hellen, fein- bis mittelkörnigen Quarziten und Sandsteinen aus dem Unterdevon aufgebaut. In ihnen können Lagen aus feinkörnigen pelitischen Gesteinen eingeschaltet sein.

Die devonischen Gesteine sind aufgrund ihres hohen Alters während tropischer - subtropischer Klimaphasen mehr oder weniger intensiv verwittert. Im zentralen und südlichen Bereich des Untersuchungsraums, vor allem südwestlich des

Alfbachs, ist die Zersatz-(Saprolith-)decke noch weitgehend unter jüngeren Substraten erhalten. Ansonsten wurde sie insbesondere im Pleistozän („*Eiszeitalter*“) weiträumig abgetragen.

Die Böden sind großflächig in *eiszeitlichen* Schuttdecken (periglaziale Lagen) entwickelt, die aus Gesteinen des Untergrundes und deren Verwitterungsbildungen bestehen. Insbesondere Reste der Saprolithdecke sind allgegenwärtiger Bestandteil dieser Schuttdecken. In wechselnden Anteilen können zudem ortsfremde Komponenten wie Lösslehm beigemischt sein. Die pelitischen Böden der Hochfläche und damit weite Bereiche des Untersuchungsraums sind allerdings weitgehend Lösslehm-arm oder -frei. Lösslehm-reichere Böden sind selten und treten vor allem am Fuß der *Schneifel* auf.

Die Quarzite und Sandsteine der *Schneifel* bilden einen guten Wasserspeicher. Am Rand der *Schneifel* tritt am Übergang zu den undurchlässigen Schichten der saprolithisierten *Pelite* Grundwasser aus. Die Vernässung führt dort zu einem kleinräumigen Wechsel von Übergangsmooren und anmoorigen Staunässeböden. Sie haben aber einen Flächenanteil von nur ca. 0,3 %.

Neben den Torfen sind die Solum- und Auensedimente die jüngsten Substrate im Untersuchungsraum. Ihre Bildung fand vor allem während des Mittelalters statt, als durch eine starke räumliche Ausdehnung der Landwirtschaft eine erhebliche Bodenerosion einsetzte. Abgeschwemmtes Bodenmaterial wurde an Unterhängen bzw. in Tiefenbereichen wieder abgelagert (Solumsediment) oder gelangte bis in die Fließgewässer, wo es später in den Auen sedimentierte. Schluffig / lehmige Auensedimente nehmen etwa 3,5 % des Untersuchungsraums ein.

Über 80% der untersuchten Oberböden zeigen Merkmale einer jungen Umlagerung, die aber überwiegend die Eigenschaften des ursprünglichen Substrats nicht wesentlich veränderte. Immerhin sind rund 20% der Böden in eigentlichen Solumsedimenten entwickelt.

Methodik

Die horizontbezogene Beprobung der oberen 30 cm des Oberbodens erfolgte im 1 km²-Raster. Aus 150 möglichst repräsentativen Bodenprofilen wurden Proben entnommen. 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 (NH₄NO₃-Extraktion) der Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Eine weitere untersuchte anorganische Schadstoffgruppe sind die Radionuklide. Zudem wurde bei 70 ausgewählten Oberböden der Gehalt an organischen Schadstoffen wie Pflanzenschutzmitteln und Verbindungen aus diffusen Emissionsquellen wie PAK, PCB und „Dioxine“ analysiert.

Waldböden

Trotz primär ungleicher Grundmatrix sind die Böden fast ausnahmslos lehmig oder schluffig. Fast die Hälfte aller Proben sind *schluffige Lehme*. Mit Abstand folgen die im Korngrößendreieck benachbarten Bodenarten *schwach toniger Lehm*, *schwach sandiger Lehm* und *mittel schluffiger Ton*. Typisch sind 17 bis 35 Masse-% Ton und 40 bis 65 Masse-% Schluff.

Dominante Bodenart der Pelit-reichen Ober- und Unterböden ist der *schluffige Lehm*, in Quarzitreichen Böden ist es der *schwach sandige Lehm*. Der Grobbodenanteil (>2 mm) liegt in allen Substraten am häufigsten zwischen 25 - 50 Vol.-% (stark *steinig*). Der Grobboden besteht fast nur aus kleinen kantigen Steinchen (<63 mm). Überwiegend steigt mit der Tiefe nicht nur die Größe der Steine leicht an, sondern auch ihr Anteil am Gesamtboden.

Von den Humusaufgaben abgesehen sind alle Waldböden stark sauer und somit carbonatfrei. Die fast flächendeckend vorgenommenen Waldbodenkalkungen erhöhen in erster Linie den pH-Wert der Humusaufgabe. Da die Kalkungen zu un-

terschiedlichen Zeitpunkten stattfanden, streuen die pH-Werte in der Humusaufgabe extrem (pH 2,7 - 5,6). Der mittlere pH-Wert liegt in dieser Schicht im Laubwald bei pH 4,5 und im Nadelwald bei pH 3,9. Auf gekalkten Standorten ist der pH-Wert in der Humusaufgabe im Mittel um 0,7 Einheiten höher als im folgenden Mineralbodenhorizont.

Quarzitische Oberböden sind mit durchschnittlich pH 3,5 etwas saurer als die pelitischen Oberböden. In der Streuung von pH 2,9 bis 4,7 unterscheiden sie sich allerdings nicht. Mit zunehmender Tiefe steigt der pH-Wert in Waldböden wieder etwas an und schwankt zudem geringer als im Oberboden.

Hohe Humusgehalte sind für Waldoberböden kennzeichnend. Bei einer mittleren Mächtigkeit von nur 4 cm enthält der oberste Mineralbodenhorizont durchschnittlich 9 Masse-% Humus. Der Kohlenstoffgehalt schwankt dabei in einem weiten Bereich von 5 bis 17 Masse-%. Häufig zeigen Waldböden Merkmale einer früheren landwirtschaftlichen Nutzung. Es folgt dann meist ein weiterer Oberbodenhorizont mit einer mittleren Mächtigkeit von 15 cm, der durchschnittlich 4 Masse-% Humus enthält.

Da Stickstoff im Boden weitgehend organisch gebunden ist, stehen Schwankungen in unmittelbarem Bezug zu den variierenden Humusgehalten. Der Mittelwert für Stickstoff beträgt 0,32 Masse-% und Werte zwischen 0,1 und 0,6 Masse-% sind typisch. Das mittlere C/N-Verhältnis liegt in pelitischen Waldoberböden mit 15 (12 - 24) günstiger als im Verbreitungsgebiet der Quarzite, wo ein Mittelwert von 18 (14 - 26) beobachtet wurde.

In sauren Waldoberböden wird die Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) maßgeblich vom Humusgehalt bestimmt. Daher sind nur geringe substratbedingte Unterschiede zu beobachten. Die Basensättigung ist insbesondere in den quarzitären Waldböden ungünstig. Mehr als 50% wird als sehr basenarm eingestuft. Die Hälfte der pelitischen Waldoberböden kann immerhin als basenarm bewertet werden. In sauren Waldböden hat der Baumbestand bei der Basensättigung oft einen größeren Einfluss als das Substrat. Sie ist im Laubwald günstiger als im Nadelwald.

Bodenschutzkalkungen verbessern die Basensättigung vor allem in der Humusaufgabe und in gewissen Maß auch noch in den oberen Zentimeter des Mineralbodens.

In den Unterböden sinkt die KAK_{pot} auf 4 bis 7 $cmol+/kg$. Auch dort bestehen keine nennenswerten Substratunterschiede. Allerdings weisen die pelitischen Unterböden gerade bei Stau- oder Grundwassereinfluss eine überdurchschnittliche gute Basensättigung auf.

Die höchsten Nährstoffgehalte sind in den Waldböden in den Humusaufgaben zu finden. Die Magnesium-, Kalium- und Phosphorgehalte sind im Laubwald höher als im Nadelwald. Da die Humusaufgaben im Laubwald aber deutlich geringmächtiger sind, unterscheiden sich Laub- und Nadelwaldstandorte im gesamten Nährstoffvorrat allerdings kaum. Bodenschutzkalkungen führen zu sehr variablen Magnesium-Vorräten.

Die überwiegend geringmächtigen Waldoberböden besitzen generell geringere Nährstoffgehalte als ihre Humusaufgaben. Quarzitisches und pelitische Böden unterscheiden sich im Kalium- und Phosphorgehalt nicht signifikant. Laubwaldstandorte zeigen im Oberboden meist eine etwas günstigere Kaliumversorgung. Bodenschutzkalkungen beeinflussen die Magnesiumversorgung auch noch in den oberen Zentimeter des Mineralbodens, wodurch die Gehalte stark schwanken.

In Unterböden und -grund stehen nur noch wenige Nährstoffe zur Verfügung. Geringe Nährstoffgehalte sind allerdings typisch für Waldböden aus stark verwitterten devonischen Gesteinen. Die im Untersuchungsraum vorherrschenden Substrate unterscheiden sich bezüglich des Nährstoffangebots kaum.

Von Arsen abgesehen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle. Sie sind natürlicher Bestandteil aller Böden und stellen teilweise essentielle Spurennährstoffe dar. Der Gesamtgehalt von Stoffen, die nur zu einem geringen Anteil atmosphärisch eingetragen werden wie z.B. Nickel, Chrom und Kupfer, wird in Waldböden maßgeblich vom Ausgangssubstrat bestimmt. So sind die quarzitisches Böden der Schneifel überwiegend Spurenelement-ärmer als

die weitverbreiteten Pelit-reichen Böden. Böden aus Sandsteinen der Klerf-Schichten nehmen eine Zwischenstellung ein, da sie als Nebenbestandteil in variablen Anteilen zusätzlich Pelite enthalten.

Der leicht mobilisierbare Spurenelementgehalt wird wesentlich vom pH-Wert und erst nachgeordnet vom Gesamtgehalt gesteuert. Daher sind nutzungsbedingte Unterschiede meist größer als zwischen verschiedenen Substraten. Der Mobilgehalt der meisten Spurenmetalle steigt mit zunehmend saurer Bodenreaktion überwiegend deutlich an.

Die Verteilung der Spurenelemente ist in den Waldböden elementspezifisch. Stoffe mit merklichem anthropogenen Anteil und/oder einer Affinität zur organischen Substanz sind in der Humusaufgabe meist in höheren Konzentrationen als im folgenden Oberbodenhorizont zu finden. Hierzu zählen die Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber und Zink. Der Konzentrationsunterschied ist umso ausgeprägter je mächtiger die Humusaufgabe und je geringer der natürliche Stoffgehalt des Ausgangsgesteins ist. Dies sind im Projektgebiet die quarzitisches Böden im Nadelwald der *Schneifel*. In pelitischen Böden im Laubwald hingegen unterscheiden sich die Gehalte von Humusaufgabe und Mineralboden weit weniger. Beim Blei ist ferner zu beobachten, dass das langjährige Verbot von bleihaltigen Treibstoffen ihre Wirkung zeigt. In der Humusaufgabe gehen die Gehalte seit Jahren merklich zurück. Allerdings wandert dieses Schwermetall in den Oberboden, so dass dort ein leichter Anstieg zu verzeichnen ist.

Bei Arsen, Chrom und Nickel sind die Gehalte in den Humusaufgaben hingegen meist geringer als in ihren Oberböden. In Spurenelement-armen Böden ist das meiste Kupfer in der Humusaufgabe zu finden, während dies sich bei den Cu-reicheren pelitischen Böden umgekehrt verhält.

Insgesamt zeigen die Humusaufgaben im landesweiten Vergleich bei allen Stoffen unauffällige Werte.

Grundsätzlich führen Waldbodenkalkungen bei allen untersuchten Spurenmetallen in der Humusaufgabe zu sinkenden Mobilgehalten. Der maßgebliche Einfluss des pH-Wertes auf die Verfügbarkeit der Stoffe führt dazu, dass in den

Humusaufgaben der Laubwälder die Mobilgehalte im Mittel etwas geringer als im Nadelwald sind. Der leicht mobilisierbare Anteil am Gesamtgehalt ist elementspezifisch sehr unterschiedlich. Bei Cadmium und Zink ist in der Humusaufgabe im Mittel etwa ein Fünftel des Gesamtgehaltes leicht verfügbar. Einen mittleren Mobilanteil von nur etwa 0,2% zeigen hingegen Blei, Chrom und Quecksilber.

Wie oben schon erwähnt sind in Humusaufgaben sehr unterschiedlichen pH-Werte zu finden. Dies führt damit zu derart variablen Mobilgehalten, dass Mittelwerte für diese Schicht insgesamt eine nur eingeschränkte Aussagekraft haben.

Die in den Waldoberböden des Untersuchungsraums vorgefunden Gehalte an Arsen, Kupfer und Quecksilber entsprechen in Mittelwert und Streuung weitgehend den Werten, die auch in anderen Landesteilen für die entsprechenden Substratgruppen festgestellt wurden. Der Cadmiumgehalt liegt in den Waldoberböden aller Substrate meist leicht über den jeweiligen landesweiten Durchschnittswerten, wobei die Ursache hierfür unklar ist. Hingegen sind die Chrom-, Nickel- und Zinkgehalte für Böden aus devonischen Peliten vergleichsweise gering. Die ebenfalls zu dieser Substratgruppe gehörenden Schiefer des Hunsrücks besitzen merklich höhere geogene Gehalte an diesen Schwermetallen.

Bei gleicher Substratzusammensetzung weisen Waldoberböden meist geringere Chrom-, Kupfer-, Nickel- und Zinkgehalte auf als die landwirtschaftlich genutzten Böden. Geringe pH-Werte haben im Wald eine vertikale Verlagerung aus dem Oberboden zur Folge. Da der pH-Wert mit zunehmender Tiefe meist wieder leicht ansteigt, wird die Verlagerung dieser Schwermetalle gebremst oder sogar gestoppt. Dies führt häufig zu einem Anstieg der Konzentration in tieferliegenden Horizonten.

Da die Oberböden bei tieferem pH-Wert meist mehr Arsen, Chrom und Nickel enthalten als ihre Humusaufgaben, liegt dort der Mobilgehalt in der Regel höher als in der Humusaufgabe. Dies gilt trotz sinkender Gesamtgehalte auch für Blei und Cadmium. Bei diesen Stoffen ist der Waldober-

boden der Horizont mit den höchsten Mobilgehalten. Die Mobilgehalte von Kupfer, Quecksilber und insbesondere Zink sind im Oberboden hingegen geringer als in ihren Humusaufgaben.

Unterhalb des Oberbodens nehmen in den Waldböden des Untersuchungsraums der Mobilgehalt als auch der Anteil am Gesamtgehalt mit zunehmender Tiefe bei den untersuchten Elementen überwiegend deutlich ab.

Anders als bei einem Teil der Grünlandböden (siehe unten) hat der frühere intensive Bleibergbau in den Waldböden nicht zu flächenhaft erhöhten Gehalten geführt. In den sandig-quarzitischen Waldböden wurden Bleigehalte wie in anderen Landesteilen gefunden. Der mittlere Bleigehalt der Pelit-reichen Waldoberböden liegt ein wenig über dem Landesdurchschnitt und auch ihre Unterböden weisen etwas überdurchschnittliche Werte auf. Die Pelit-reichen Substrate scheinen leicht erhöhte geogene Grundgehalte zu besitzen. Eine räumliche Häufung mäßig erhöhter Bleigehalte ist in einem Waldgebiet zwischen Brandscheid und Wazerath zu beobachten. Die räumliche Verteilung lässt auf geogene Ursachen schließen. Eine direkte Beeinflussung durch den Bergbau ist dort unwahrscheinlich.

Der Nachweis organischer Schadstoffe gelingt in den Oberböden der Laubwälder häufiger und in höheren Konzentrationen als im Nadelwald. Jüngere Untersuchungen zeigen, dass organische Schadstoffe im Nadelwald bevorzugt in deren Humusaufgabe gebunden werden und diese damit eine wirksame Barriere gegenüber einer vertikalen Verlagerung darstellen. Im Laubwald hingegen steigen die Konzentrationen von der Humusaufgabe zum Oberboden hin an.

In den Waldoberböden sind mit Ausnahme von DDT und dessen Abbauprodukten (Σ -DDX) Pflanzenschutzmittel praktisch nicht nachgewiesen worden. In den meisten Laubwaldoberböden sind noch sehr geringe Spuren von DDX-Rückständen zu finden. Bei etwa der Hälfte der Nadelwaldoberböden gelang der Nachweis hingegen nicht mehr. Die Oberböden im Laubwald sind die einzigen Böden, die im Untersuchungsraum noch nach-

weisbare Spuren von PCB-Verbindungen enthalten. Der Vergleich mit einer älteren Studie zeigt, dass die Konzentrationen an Pflanzenschutzmittel und PCB allerdings in den letzten 25 Jahren in rheinland-pfälzischen Böden stark zurückgegangen ist.

Bei den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK₁₆) und deren gefährlichster Einzelverbindung Benzo(a)pyren (BaP) liegen die mittleren Gehalte in den Laubwaldoberböden im Projektgebiet etwas unter den landesweiten Werten, in den Nadelwaldoberböden hingegen leicht darüber. Im Laubwald enthalten die Oberböden erwartungsgemäß mehr PAK₁₆ als im Nadelwald. Im Laubwald beträgt der Mittelwert für PAK₁₆ 272 µg/kg und für BaP 20 µg/kg. In den Nadelwaldoberböden sind es durchschnittlich 175 µg PAK₁₆/kg bzw. 12 µg BaP/kg.

Die Oberböden der Laubwälder enthalten im Mittel 61 ng Dioxine/kg und 64 ng Furane/kg, was ein mittleres Toxizitätsäquivalent von 4,0 ng I-TEq/kg ergibt. In den Nadelwaldoberböden ist das mittlere Toxizitätsäquivalent mit 1,5 ng I-TEq/kg deutlich geringer und sie enthalten im Mittel nur 25 ng Dioxine/kg und 28 ng Furane/kg. Unter Berücksichtigung der dominanten Baumart entsprechen die PCDD/F-Gehalte in den Waldoberböden des Projektgebietes weitgehend den landesweiten Werten.

Die Gehalte am künstlichen Radionuklid ¹³⁷Cäsium liegen in den Humusauflagen des Projektgebietes meist leicht über dem landesweiten Durchschnitt. In den oberen 30 cm des Mineralbodens ist hingegen meist etwas weniger zu finden.

Die ebenfalls maßgeblich durch die Tschernobyl-Katastrophe Anfang 1986 in die Böden gelangten künstlichen Radionukliden ¹²⁵Antimon, ¹³⁴Cäsium und ⁶⁰Kobalt sind aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Halbwertszeit weitgehend zerfallen und nicht mehr nachweisbar.

Die höchste ¹³⁷Cäsium-Aktivität findet sich mit durchschnittlich 245 Bq ¹³⁷Cs/kg in den organischen Auflagen der Nadelwälder. Eine vertikale Verlagerung geschieht nur im geringen Umfang. Die oberen 30 cm der Nadelwaldböden weisen mit durchschnittlich 8 Bq ¹³⁷Cs/kg weit geringere Ge-

halte auf. Dies ist ein landesweit typischer Wert. Wie bei den organischen Schadstoffen findet im Laubwald dagegen aufgrund besserer Mineralisierungsraten auch beim ¹³⁷Cäsium eine leichte Verlagerung in den Oberboden statt. Dies führt zu einem Absinken der Werte in der Humusaufgabe und einem entsprechenden Anstieg im Oberboden. Im Untersuchungsraum enthalten Humusaufgaben der Laubwälder im Mittel 140 Bq ¹³⁷Cs/kg und deren Mineralböden in den oberen 30 cm 14 Bq ¹³⁷Cs/kg.

Die größte radioaktive Quelle im Boden ist das natürliche Radionuklid ⁴⁰Kalium, das einen Anteil von 0,0117% am essentiellen Nährstoff Kalium hat.

Ackerböden

Ackerbau wird im Untersuchungsgebiet fast nur auf Lösslehm-armen Pelitböden betrieben. Die Korngrößenzusammensetzung der Ackerböden unterscheidet sich nicht von den Waldböden. Der Grobboden (>2 mm) besteht zwar nur aus kleinen Steinchen (Grus), jedoch ist der Anteil mit 10 bis 50 Vol.% für die ackerbauliche Nutzung oft recht hoch.

Die für eine landwirtschaftliche Nutzung erforderliche Kalkung führt zu einem relativ hohen mittleren pH-Wert von 5,4. Werte zwischen 4,6 und 5,7 sind typisch.

Der Humusgehalt der Ackeroberböden liegt zwischen 2,9 - 5,9 Masse-%. Das C/N-Verhältnis bewegt sich in einem günstigen Bereich um 11.

Die KAK_{pot} schwankt in den überwiegend pelitischen Ackerböden zwischen 11 und 19 cmol⁺/kg und die mittlere Basensättigung liegt bei 75%. Damit enthalten diese Oberböden nutzungsbedingt etwa 10-mal mehr basische Kationen als die pelitischen Waldoberböden. Die Versorgung mit den essentiellen Nährstoffen Kalium und Phosphor ist in den untersuchten Ackerböden uneinheitlich. Sowohl Unter- als auch Überversorgung wurde in allen Substraten beobachtet. Die Magnesiumversorgung ist hingegen generell gut.

Von Blei und Cadmium abgesehen sind die Gesamtgehalte der untersuchten Spurenelemente typisch bis leicht unterdurchschnittlich für Acker-

böden aus pelitischen Substraten. Häufig ist der Gesamtgehalt höher als in entsprechenden Waldoberböden. Dies wird in erster Linie nicht auf Nutzungsspezifische Einträge zurückgeführt, sondern dass in den sehr sauren Waldoberböden Spurenstoffe mobilisiert und aus dem Oberboden ausgewaschen werden. Die nutzungsbedingt günstigeren pH-Werte der Ackerböden führen dazu, dass die meisten dieser Stoffe dort weitgehend immobil sind.

Die Blei- und Cadmiumgehalte sind für pelitische Ackerböden leicht überdurchschnittlich. Der Blei-Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 70 mg/kg wird mit einer Ausnahme eingehalten. Für Ackerböden mit einem pH-Wert <5 gilt ein Vorsorgewert von 40 mg/kg. Dieser wird überwiegend leicht überschritten. Etwa 70% der Ackeroberböden überschreiten geringfügig den Vorsorgewert für Cadmium von 0,4 mg/kg geringfügig.

Obwohl die Nickel- und Zinkgehalte für Böden aus devonischen Peliten eher gering sind, werden die Vorsorgewerte in den Ackerböden dennoch meist überschritten. Im Sinn dieser Verordnung handelt es sich um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte. Sie sind aber unbedenklich, weil geringe Mobilgehalte nachteilige Veränderungen der Bodenfunktionen nicht erwarten lassen. Bei den übrigen Spurenelementen werden die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) meist mehr oder weniger deutlich eingehalten.

Für Ackerböden mit einem pH-Wert < 5 ist nicht nur zur Steigerung der Ertragsfähigkeit der Böden, sondern auch zur Minderung der Verfügbarkeit der Schwermetalle, eine Kalkung zu empfehlen.

In einem Ackerboden östlich von Großlangenfeld wurde mit ca. 600 mg/kg ein einzelner sehr hoher Bleigehalt gefunden. Andere Schwermetalle sind dort hingegen vollkommen unauffällig. Bergbau fand dort aber anscheinend nicht statt. Entweder treten an diesem Standort Bleierze oberflächennah aus, oder es wurde ortsfremdes belastetes Bodenmaterial eingepflügt.

Aufgrund des geringen Flächenanteils wurden nur 7 Ackerböden auf den Gehalt an organischen Schadstoffen untersucht. Die meisten hochpersistenten Pflanzenschutzmittel und auch die

polychlorierten Biphenyle (PCB) konnten in keinem Ackerboden gefunden werden. Allein die Wirkstoffe p,p'-DDT und Hexachlorbenzol (HCB) waren vereinzelt in Spuren nachzuweisen.

Die Gehalte an PAK₁₆ und BaP scheinen in den untersuchten Ackerböden unterdurchschnittlich zu sein. Selbst die Maximalgehalte der PAK₁₆ und BaP unterschreiten das 75. Perzentil der landesweiten Werte. Bei den PCDD/F („Dioxine“) stimmen hingegen Mittelwert und Streuung mit den landesweiten Werten überein. Die PCDD/F-Belastung ist als gering zu bewerten.

Der für ¹³⁷Cäsium auf 30 cm Bodentiefe gewichtete Mittelwert liegt in den untersuchten Ackerböden mit 23 Bq ¹³⁷Cs/kg etwa doppelt so hoch wie im Landesdurchschnitt.

Grünlandböden

Wie bei den Böden der anderen Nutzungen dominiert die Bodenart *schluffiger Lehm*, gefolgt von *schwach sandigen* bis *schwach tonigen Lehmen*. Außerhalb der Auen liegt der Grusgehalt im Bereich der Ackerböden. Die Auensedimente sind deutlich Grobboden-ärmer als die Substrate im Liefergebiet und der Grobboden liegt in erster Linie als Kies vor.

Eine weniger intensive Bewirtschaftung der Grünlandböden führt üblicherweise zu pH-Werten, die zwischen denen der Wald- und Ackerböden liegen. Im Untersuchungsraum jedoch gleicht der Durchschnittswert mit pH 5,3 fast dem der Ackerböden. Die pH-Werte schwanken in den Grünlandböden mit Werten zwischen pH 4,0 und 6,3 jedoch stärker.

Außerhalb der Auengebiete sind die Grünlandböden im Untersuchungsraum überwiegend in Pelit-haltigen Substraten entwickelt, die in der Mehrheit Lösslehm-arm sind. Im obersten Horizont ist ein Humusgehalt zwischen 2,9 und 5,9 Masse-% typisch. Unterhalb dieses Horizonts folgt meist ein weiterer Oberbodenhorizont, der Merkmale einer früheren ackerbaulichen Nutzung aufweist, allerdings merklich weniger humos ist. Ihr C/N-Verhältnis ist ähnlich günstig wie in Ackerböden.

Höhere Humusgehalte führen gegenüber den Ackerböden zu einer etwas höheren KAK_{pot} . Die Basensättigung liegt auf dem Niveau der Ackerböden, was für diese Nutzung günstig ist. Offensichtlich wird Grünland im Untersuchungsraum überwiegend intensiv genutzt. Dies zeigen auch die Nährstoffgehalte. Die große Mehrheit dieser Böden ist mit Phosphor, Kalium und Magnesium ausreichend bis gut versorgt. Bei etwa jedem 10. Standort sollte die Düngung sogar ausgesetzt werden, um eine Überversorgung zu vermeiden.

Da die Grünlandböden außerhalb der Auen in den gleichen Substraten wie die Ackerböden entwickelt sind, finden sich dort auch ähnliche Spurenelementgesamtgehalte. Außer beim Cadmium sind die Gesamtgehalte der untersuchten Spurenelemente für pelitische Grünlandböden typisch bis leicht unterdurchschnittlich. Die für diese Nutzung günstigen pH-Werte führen im Projektgebiet zu relativ geringen Mobilgehalten.

Auch bei den Grünlandböden wurde bei der Mehrheit der Standorte eine überwiegend leichte Überschreitung der Vorsorgewerte von Cadmium, Nickel und Zink festgestellt. Aber wie bei den Ackerböden sind diese als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte zu bewerten, welche aufgrund der geringen Mobilgehalte unbedenklich erscheinen.

Trotz üblicher Mittelwerte überschreiten fast 20% der außerhalb der Auen liegenden Grünlandböden den Vorsorgewert für Blei von 70 mg/kg. Meist wird er nur leicht bis mäßig überschritten, aber auch massive Überschreitungen sind in der Umgebung von Bleialf zu beobachten. Im Extremfall wurden in Ober- und Unterboden Blei-Gehalte gefunden, die den Maßnahmenwert für Grünlandböden von 1200 mg/kg um mehr als das 4-fache überschreiten. Solche Standorte befinden sich immer im Abstrombereich ehemaliger Bergbaustandorte. Daher sind vor allem die Grünlandböden in den Überflutungsbereichen der Bäche von teilweise äußerst hohen Bleigehalten betroffen. Zwischen Bleialf und der Mündung in die Prüm wurden in der Alfbachau 6 Grünlandböden untersucht. Die Oberböden enthalten Konzentrationen zwischen ca. 5000 und 250 mg Pb_{ges} /kg. Der nächst tiefere Horizont weist oft ähnlich hohe, teilweise auch noch weiter ansteigende Gehalte

auf. Erwartungsgemäß sinken die Blei-Gehalte mit der Entfernung zu den Eintragsquellen. Überdurchschnittliche Kupfergehalte von 40 bis 200 mg/kg sind ein weiterer Beleg dafür, dass die teilweise extrem hohen Bleigehalte auf den ehemaligen Bergbau zurückzuführen sind. Anders als in anderen Landesteilen handelt es sich hier um fast reine Bleierze. Außer den leicht - mäßig erhöhten Kupfergehalten liegen andere Schwermetalle in den Böden auf normalem Gehaltsniveau.

In Böden mit einem Gesamtgehalt von >100 mg Pb_{ges} /kg sollte der pH-Wert 5 nicht unterschreiten. Wird der Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) überschritten, sollte sogar ein pH-Wert von >6 angestrebt werden, um die Mobilgehalte in vertretbarer Höhe zu halten.

In etwa 25% der Grünlandböden wurden noch Spuren von Hexachlorbenzol (HCB) und DDT bzw. dessen Abbauprodukte gefunden. Die Gehalte übersteigen aber kaum die Nachweisgrenze von 1 μ g/kg. Weitere Pflanzenschutzmittel wie „Lindan“ oder PCP konnten nicht nachgewiesen werden.

Für die Oberböden im Grünland sind vergleichsweise geringe PAK_{16-} und BaP-Gehalte kennzeichnend. Das Muster der gefundenen Einzelverbindungen ist charakteristisch für allgemeine ubiquitäre Einträge. Die Wahrscheinlichkeit, überdurchschnittliche Konzentrationen zu finden, ist in den Auenböden im Abstrombereich größerer Siedlungen und des Altbergbaus am höchsten, wobei auch dort eine Überschreitung der Vorsorgewerte unwahrscheinlich ist.

Auch bei den Grünlandböden sind die PCDD/F-Gehalte („Dioxine“) mit einem mittleren Toxizitätsäquivalent von 0,7 ng I-TEq/kg gering. Mittelwert als auch Streuung stimmen sehr gut mit den landesweiten Daten überein.

Die oberen 30 cm der Grünlandböden enthalten im Mittel 22 Bq ^{137}Cs /kg. Damit gelangte etwas mehr ^{137}Cs in diese Böden als im Landesdurchschnitt. Wie in den Waldböden sind eine oberflächennahe Anreicherung und eine starke vertikale Abnahme zu beobachten.

1. Einleitung

Das 1998 begonnene Programm der Bodenzustandsberichte beschreibt die stoffliche Beschaffenheit der Böden in ausgewählten Regionen. Der *Bodenzustandsbericht Bleialf* ist der achte Bericht in dieser Reihe.

Generell werden im Projekt der Bodenzustandsberichte die Böden auf kennzeichnende Bodenparameter wie Korngrößenverteilung, pH-Wert, Humusgehalt etc. sowie auf den Gesamtgehalt und den leicht mobilisierbaren Anteil potentiell ökotoxischer Spurenelemente untersucht. Die Messung Gammastrahlen-emittierender Radionuklide wird an allen Proben der oberen 30 cm durchgeführt.

Bei einer Teilstichprobe der Oberböden erfolgt die Analyse auf besonders umweltrelevante langlebige organische Schadstoffe wie Pflanzenschutzmittel, PCB, PAK und Dioxine.

Für den *Bodenzustandsbericht Bleialf* stehen bodenphysikalische und -chemische Kennwerte von insgesamt 150 Bodenprofilen für die Beschreibung des stofflichen Bodenzustandes zur Verfügung.

Der Gesamtdatenbestand des Landes, mit denen die regionalen Werte verglichen werden, umfasst Bodendaten von mittlerweile über 5.600 Bodenprofilen. Sie verteilen sich auf annähernd 4900 Rasterflächen von je 1 km², was fast einem Viertel der Landesfläche entspricht.

Die Dokumentation des aktuellen Stoffbestandes des Bodens ist ein wichtiger Aspekt des vorsorgenden Bodenschutzes. Die Ergebnisse dienen der Information der Öffentlichkeit über den Zustand der Böden, sollen aber insbesondere als regionale Hintergrundwerte für kleinräumige Untersuchungen (z.B. bei Schadensfällen) und Planungsvorhaben genutzt werden.

Die blattbezogenen Ergebnisse fließen auch in den Bericht "Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz" (2013) ein, in dem der aktualisierte landesweite Datenbestand systematisch ausgewertet wird.

2. Untersuchungsraum

Von dem 144 km² großen Untersuchungsgebiet befindet sich mit 54 km² der größte Anteil auf der Topographischen Karte 1:25.000 (TK25) Blatt 5703 Bleialf. Auf den angrenzenden Karten Blatt 5803 Leidenborn und Blatt 5704 Prüm liegen 38 bzw. 31 km². Weitere 22 km² wurden im Nordwesten von Blatt 5804 Schönecken untersucht.

2.1. Naturräumliche Gliederung (HANS-PETER RECK & KAI PRINZ)

Der untersuchte Landschaftsausschnitt liegt im Naturraum *Westeifel*. Prägend für das Landschaftsbild ist eine mäßig tief zerschnittene Hochfläche mit nur wenigen morphologischen Gestaltungselementen. Deren flachwelliger Charakter wird besonders im Südwesten zwischen den Ortschaften Heckhuscheid und Kesfeld deutlich. Diese Hochfläche wird durch die Täler von Ihrenbach, Alfbach, Mehringbach und Prüm in hügelige Riedelflächen in Höhenlagen zwischen 500 und 570 mNN gegliedert. Zu den Hauptvorflutern Our im Westen, die auch die Grenze zu Belgien und Luxemburg bildet, und Prüm im Südosten stellen sich die einzelnen Riedelflächen stufig abfallend bis auf Höhen um 400 mNN ein. Der tiefste Punkt liegt im Süden des Projektgebiets im Tal der Prüm bei 360 mNN.

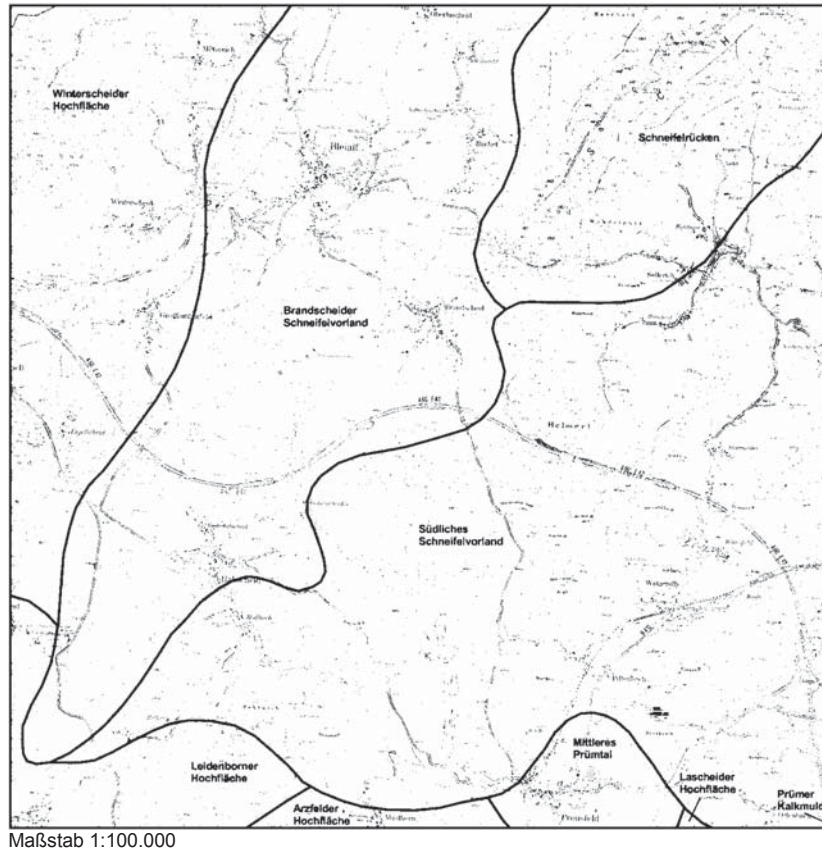


Abb. 1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums (nach FISCHER & GRAAFEN (1974))

Die *Westeifel* teilt sich naturräumlich in die Bereiche *Islek und Ösling* und *Südliches Schneifelvorland* sowie in die *Westliche Hocheifel* mit den Untereinheiten *Schneifelrücken* und *Brandscheider Schneifelvorland*. Die *Westliche Hocheifel* ragt von NE nach SW keilförmig in den Groß-Naturraum *Islek und Ösling*. Der bewaldete Höhenrücken der *Schneifel* bildet das auffallendste geomorphologische Gliederungselement. Er erstreckt sich in variszischer Richtung vom Forsthaus Bleialf, nordöstlich der Ortschaft Brandscheid, bis nach Ormont im Nordosten, wobei nur der südwestliche Teil im untersuchten Gebiet liegt. Hier befindet sich mit dem *Schwarzen Mann* (697 mNN) auch die höchste Erhebung der *Schneifel*, welche den Rest eines älteren Rumpfflächenniveaus darstellt. Die *Schneifel* ist ein durchschnittlich 650 mNN hoher und in der Gipfelregion verebnetter, asymmetrisch ausgebildeter Hochflächenrücken. Dessen sanftere Northwest-Abdachung geht allmählich in die ca. 50 bis 80 m tiefer gelegene Hochfläche über, während die steilere Südost-Flanke hingegen einen scharfen Geländeknick bildet. Ca. 35% der Bodenprofile liegen in der *Westlichen Hocheifel*. Überwiegend sind es Grünlandstandorte. Im Bereich des *Schneifelrückens* kommen zahlreiche Waldstandorte hinzu.

Mit ca. 57 km² nimmt das südöstlich anschließende *Südliche Schneifelvorland* den größten Raum im Bearbeitungsgebiet ein. In diesem befinden sich ca. 42% aller Bodenprofile hauptsächlich unter Wald und auf Grünland. Daran schließen sich im Süden kleine Naturraumausschnitte des *Östlichen*, *Mittleren* und *Westlichen Islek* an.

Die mittlere Höhe aller untersuchten Standorte beträgt 488 mNN (362 - 681 mNN). 90% der Bodenprofile befindet sich in einer Höhe zwischen 420 und 560 mNN.



Abb. 2 Nordwest-Abdachung der Schneifel mit *Schwarzer Mann* (← Rundfunk-Sendemast)

Die Täler sind mit 40 bis 80 Höhenmeter nur mäßig tief in die Hochflächen eingeschnitten. Häufig ist eine auffallende Talasymmetrie zu beobachten, bei der die NW- bis SW-exponierten Talhänge deutlich steiler ausgebildet sind als die Gegenhänge. Vermutlich wurde dies durch vorherrschende westliche Winde, die die Bäche nach Osten drängten, hervorgerufen. Diese unterschritten die stärker zur Sonne exponierten Hänge, die durch die häufigeren und intensiven Frostwechsel schneller und tiefer auftauten, dadurch erosionsanfälliger waren und zunehmend versteilten. Auf den entgegen gesetzten Schatthängen bildeten sich durch weniger tiefgreifendes Auftauen mächtige Solifluktsdecken, die häufig feinerdreiches Zersatzmaterial der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke (siehe 2.2) enthalten. Verstärkt wurde die Asymmetrie, in dem aufgewehte Lössse bzw. Lösslehme an den flacheren windabgewandten Talflanken günstigere Sedimentationsbedingungen fanden. Täler mit asymmetrischem Querprofil zeigen daher einen reliktsichen kaltzeitlichen Formenschatz.

Die Täler der größeren Bäche und Flüsse, insbesondere das im untersuchten Abschnitt bis zu 400 m breite Tal der Prüm, sind als Sohlentäler ausgebildet. Die in vielen Abschnitten naturnah anmutenden Gerinne, die nur abschnittsweise begradigt und/oder verlegt wurden, zeigen bei überwiegend sehr geringem Gefälle (< 2%) ausgeprägte (Bach-/Fluss-) Mäander mit Auskolkungen an den Prallufeln und Kies- und Sandablagerungen auf den Gleitflächen.

2.2. Geologie und Böden (HANS-PETER RECK & MATTHIAS HAUENSTEIN)

In den Mittelgebirgen besteht im Allgemeinen ein enger Zusammenhang zwischen dem Landschaftsbild, das durch Relief und Nutzung geprägt ist, der Verbreitung der Untergrundgesteine und der Zusammensetzung der bodenbildenden Substrate. Durch dieses Beziehungsgefüge wird der Untersuchungsraum in zwei charakteristische geomorphe Einheiten gegliedert, die wiederum den geologischen Aufbau des Untergrunds widerspiegeln. Dies sind zum einen eine flachwellige Hochfläche, die den größten Teil des Untersuchungsraums einnimmt, und zum anderen der im Nordosten gelegene Höhenrücken der Schneifel.



Abb. 3 Alfbach südlich von Bleialf

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 jedoch fast ausnahmslos nicht unmittelbar in Verwitterungsprodukten der Festgesteine entwickelt. Vielmehr fand die Bodenbildung meist in kaltzeitlichen (pleistozänen) oder holozänen Lockerstratdeckten statt. Überwiegend sind es Ablagerungen, die durch Abschwemmungen, Verwehungen und/oder durch Durchmischungen und Verlagerungen unter kaltzeitlichem Klima entstanden. Bei diesen Prozessen entstanden eigenständige geologische Schichten, die neben den Gesteinen des Untergrundes und deren Verwitterungsbildungen (Lokale Komponente) auch ortsfremde Lockersedimente

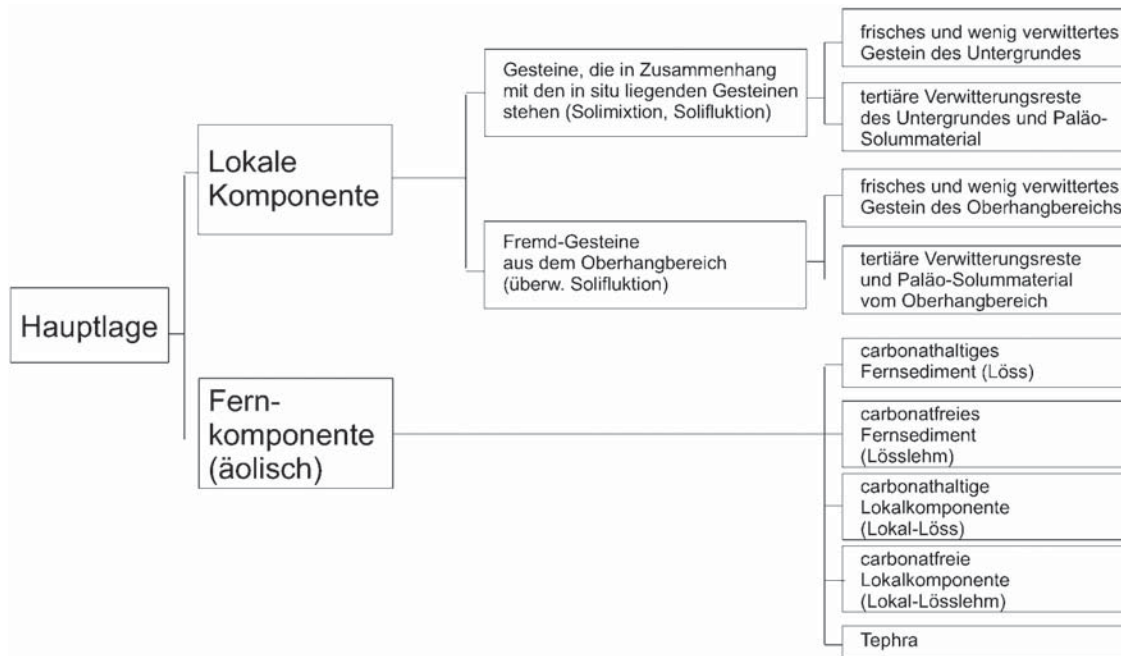


Abb. 4 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen

Tab. 1 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum

(Flächenanteile abgeleitet aus der Substratkarte)

Substrate		km ²	%
Anthropogene Substrate (schluffig/lehmig) / Landwirtschaftliche Nutzung	YU/YL /L	0,1	<0,1
Solumsediment (lehmig; carbonatfrei)	UI	1,0	0,7
Solumsediment (schluffig-lehmig) [Schiefer(3-4) / div. Nebenkomponenten(0-1)]	Uu; UI [(^tsf; ^tfl)(3-4)/-.-]	2,6	1,8
Solumsediment (schluffig-lehmig) [Lösslehm(2-3)/Schiefer(1-2)]	Uu; UI [Lp(2-3)/(^tsf; ^tfl)(1-2)]	2,4	1,7
Solumsediment; lösslehmreich (schluffig-lehmig; carbonatfrei)	Uu; UI [Lp(3.2.-4)/-.-]	0,3	0,2
Auenschluff /-lehm (carbonatfrei)	Au/Al	3,5	2,4
Auenlehm (carbonatfrei)	Al	1,5	1,0
Auenton (carbonatfrei)	At	0,1	<0,1
Moor oder Anmoor	H; AH	0,4	0,3
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [äolische Sedimente (2-3) / Sandstein; Quarzite (Devon) (1-2)]	pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]	2,2	1,5
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Sandstein; Quarzite (Devon) (2-3) / Lösslehm (1-2) / Pelite; Schiefer (Devon) (1)]	pfl; U [(^s; ^q) (2-3) / Lp (1-2) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)]	5,2	3,6
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Pelite; Schiefer (Devon) (2-3) / Lösslehm (1-2) / Sandstein; Quarzite (Devon) (1)]	pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (2-3) / Lp (1-2) / (^s(d); ^q(d)) (1)]	124,0	86,1
nicht kartierte Flächen (Siedlungen, Gewerbe, Gewässer etc.)		0,7	0,5
Gesamtfläche		144,0	100,0

wie Löss(-lehm) enthalten können und als periglaziale Lagen bezeichnet werden. Es sind allochtone, solifluidale und -mixtive Lockersedimente. Die Bildung der heute vorhandenen periglazialen Lagen fand überwiegend in der Weichsel-(Würm-)Eiszeit statt. Sie entstanden durch oberflächennahes Auftauen des kaltzeitlichen 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, (vulkanische) Tephren) 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, Schiefer) wirkt das Fremdmaterial „verdünnend“, d.h. es senkt in Abhängigkeit von seinem Anteil mehr oder weniger den Gesamtgehalt. Der entgegengesetzte Effekt tritt natürlich in Lagen auf, die spurenelementarme Gesteine aus dem Untergrund wie beispielsweise Sandsteine oder Quarzite enthalten.

Der tiefere geologische Untergrund wird im Untersuchungsraum hauptsächlich von unterdevonischen Gesteinsserien der Ems-Stufe gebildet. Aufgrund ihres hohen Alters sind sie mehr oder weniger intensiv verwittert. Besonders im Mesozoikum und Tertiär fand während tropischer bis subtropischer Klimaphasen eine tiefgründige chemische Verwitterung der Devongesteine statt, bei der sich eine kaolini-

tische Verwitterungsdecke bildete. Bei der als Saprolithisierung bezeichneten chemischen Tiefenverwitterung kam es in Abhängigkeit zur Tiefe einerseits zur intensiven Stoffabfuhr andererseits auch zu residualen Stoffanreicherungen, was die mineralogische und geochemische Zusammensetzung gegenüber den unverwitterten Gesteinen entscheidend änderte. Wenn die ursprüngliche Gesteinsstruktur erhalten blieb, nennt man derart intensiv chemisch verwitterte Gesteine entsprechend auch Saprolith („Faulstein“). Durch nachfolgende Erosion während des Pleistozän kann diese Verwitterungsdecke jedoch großräumig abgetragen sein. Im zentralen und südlichen Bereich des Untersuchungsraums, vor allem südwestlich des Alfbachs, ist die Saprolithdecke weitgehend noch erhalten. Durch solifluidale Umlagerung (siehe oben) sind sie häufig Bestandteil der bodenbildenden Substrate.

Im Bereich der eingerumpften Hochfläche wird der Untergrund hauptsächlich von den unterdevonischen Gesteinsserien der jüngeren Unterems-Stufe gebildet. Das Unterems wird in einen älteren, fossilführenden Abschnitt mit vollmarinen Formen (Stadtfeld-Formation oder "Graues Unterems") und in einen jüngeren, fossilarmen Abschnitt mit auffallend roten Gesteinen (Klerf-Formation, benannt nach „Schistes rouges de Clervaux“ in Luxemburg) gegliedert. Die Grenze zwischen beiden Formationen folgt litho- und biofaziellen Kriterien und trennt die Schichtfolgen mit primär roten von denen mit grün-grauen bis gelb-grauen Gesteinsfolgen ab (MENTZEL 1966: 40). Welche Vorgänge für die Rotfärbung der Gesteinsfolgen innerhalb der Klerf-Formation verantwortlich sind, ist bis heute noch nicht abschließend geklärt. Als Erklärungsansätze werden geochemische Prozesse durch Infiltration mit Eisenlösungen aus der ehemaligen Buntsandstein-Überdeckung oder syndesimentäre Prozesse während der Ablagerung der Gesteine im Unterems diskutiert (BIEL 1996: 30). Einen kleinen Teil nehmen im äußersten Südosten, am südwestlichen Rand der Prümer Mulde und im Bereich der Schneifel (die dort in die Quarzite und Sandsteine eingefaltet sind), die sehr fossilreichen, vollmarinen Gesteinsserien der zum Oberems der Eifeler Nord-Süd-Zone zählenden Wiltzer-Formation ein. Die in einem Flachmeer mit starken Festlandseinflüssen abgelagerten und während des Karbon variszisch gefalteten Gesteine des Emsium treten im Bereich der Hochebenen häufig in engem Nebeneinander an der Oberfläche auf, ohne jedoch großräumig morphologisch hervorzutreten (MEYER 1994).



Abb. 5 Dünnschliff: feinschichtig laminare Wechellagerung ton- und schluffreicher Schichten

Petrographisch herrschen klastische, sehr schwach metamorphisierte (anchimetamorphe) und kaum geschieferte, carbonatfreie, sandig-schluffig-tonige Gesteine aller Korngrößen bis 0,3 mm (Mittelsand) vor. Infolge der unvollkommenen Entmischung treten Wechselfolgen von schluff- u. tonhaltigen Sandsteinen, Schluffsteinen und schluffhaltigen Tonsteinen auf (siehe Abb. 5). Reine Sandsteine sind selten und Schluff-freie Tongesteine fehlen (MENTZEL 1966; BIEL 1996). Dabei sind die roten Gesteinsfolgen der Klerf-Formation besonders hervorzuheben, da deren Verwitterungsbildungen hohe Gesamt-Eisen-gehalte aufweisen, die sich deutlich von denen nicht-roter Gesteinsfolgen unterscheiden und auch die periglazialen Deckschichten geochemisch beeinflussen. Die in die Schluff- und Tonsteine eingelagerten Sandsteinlagen bilden im Gelände nur selten abgrenzbare Areale und treten häufig als Nebenkomponente in den periglazialen Deckschichten auf.

Die Böden sind meist in periglazialen Deckschichten mit einem geringen bis mittleren Lösslehmgehalt (20 - 60%) entwickelt. Der Lösslehm dürfte vorwiegend aus den Verwitterungsbildungen der Untergrundgesteine der näheren und weiteren Umgebung stammen und ist überwiegend als Lokallösslehm anzusehen. Areale mit einem Lösslehmanteil > 50% umsäumen den Höhenrücken der Schneifel und sind auf weitgespannte, flach eingetiefte Talanfangsmuldensysteme und schwach geneigte Hangverebnungsflächen beschränkt.

Die ehemals flächenhaft vorhandene mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke, die i.d.R. aus einem kaolinitischen Zersatzlehm aufgebaut ist, unterlag während des Pleistozän intensiven Abtragungs- und Umlagerungsprozessen. Diese führten in den Kuppenlagen und den steilen Hangbereichen der schmal aufgelösten Hochflächenriedel zur fast vollständigen Abtragung des Saproliths, so dass der oberflächennahe geologische Untergrund dort heute aus mäßig zersetzten Schluff- und Tonsteinen besteht. Auf den überwiegend konvexen Kuppen- und Oberhanglagen (Grünlandnutzung) und den steilen Talhängen (Forstnutzung) haben sich nur geringmächtige Deckschichten bilden können, die durch die land- und holzwirtschaftliche Nutzung seit dem Mittelalter verstärkt der Bodenerosion unterlagen. Die Lösslehm-armen Deckschichten sind weitgehend abgetragen und bestehen in großen Bereichen nur noch aus einem geringmächtigen humosen Bearbeitungshorizont (30 - 40 cm), in dem sich unter Grünlandnutzung ein ca. 8-12 cm mächtiger Ah-Horizont gebildet hat. Hier dominieren Regosole als Erosionsform der ehemals flächenhaft verbreiteten mesotrophen Braunerden, die vor allem in Mittel- und Unterhanglagen z.T. in erodierter Form noch erhalten sind.

Die Saprolithdecke bildet im zentralen und südlichen Bereich des Untersuchungsraums eine flächige Zersatzlehmdecke, die im Normalfall von mindestens einer lösslehmhaltigen periglazialen Lage, meist der Hauptlage überdeckt ist. Auf weiten Kuppenverebnungen ist es ein in-situ-Zersatz, während in Hanglagen der Zersatz in dicht gelagerten Basislagen enthalten ist. Selten wird der Deckschichtenaufbau im Untersuchungsgebiet durch eine weitere lösslehmhaltige Lage, der Mittellage differenziert. Auf den Hochflächenresten haben sich für diesen Landschaftsraum charakteristische Bodensequenzen entwickelt. Diese reichen von zweischichtigen, mesotrophen Braunerden (Hauptlage über Basislage) und deren Erosionsformen Regosol und Ranker auf den konvex gewölbten Oberhangpartien, über Pseudogley-Braunerden und Braunerde-Pseudogleye bis zu intensiven, z.T. dreischichtigen Pseudogleyen aus Haupt-, Mittel- und Basislage auf den gestreckten Hängen und den konkav gewölbten Muldenflanken.

Häufig ist die Bildung der Pseudogleye eine Folge der ausgedehnten Nutzung als Grünland, das eine geringere Evapotranspirationsrate hat als vergleichbare Waldstandorte. Bei dem atlantisch geprägten Klima der *Westefel* sorgen hohe jährliche Niederschläge von meist > 900 mm (siehe 2.3.) für erhebliche Sickerwassermengen, die durch Hangzugwasser noch weiter erhöht werden können. Die Hauptlagen,



Abb. 6 Hochfläche bei Bleialf

die nutzungsbedingt häufig erodiert sind, können die Sickerwassermengen nicht vollständig speichern, so dass sie auf den stark verdichteten Basislagen und örtlich auch den Mittellagen zu Staunässe führen. In konkaven Geländestrukturen, den sog. „Fenns“, können örtlich lange Vernäsungsphasen auftreten, die kleinflächig zu Anmoor- oder Moorbildungen führen. Zur besseren Bewirtschaftung wurden seit dem Mittelalter auf weiten Teilen der Grünlandflächen Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt, die die Stauwasserdynamik der Böden in ihrer Intensität abschwächte, aber nicht ganz beseitigte, zumal die Drainagesysteme durch Verschlammung über Jahrzehnte und Jahrhunderte an Leistungsvermögen eingebüßt haben.

Im Bereich von kleinräumig auf Kuppen und Hangrücken auftretenden Sandsteinlagen ist bei einem häufig geringen Lößlehmgehalt eine deutliche Sandkomponente in den Deckschichten festzustellen. Diese Areale sind flächenhaft nur schwer zu fassen, da durch die periglaziale Überformung eine Durchmischung der Gesteine stattgefunden hat. Eine Abgrenzung dieser durch Sandsteine geprägten Substrate beschränkt sich nur auf einige wenige an der Oberfläche ausstreichenden Sandsteinrippen, deren exponierte Reliefpositionen keine intensivere Durchmischung mit anderen Gesteinen des Unterems zuließ.

Die Schneifel als weitere wichtige landschaftsprägende Einheit zeichnet den Verlauf einer tektonischen Hauptstörung nach, die eine nach Süden fallende Aufschiebung darstellt (MENTZEL 1966). Dabei wurden die Gesteine der älteren Stadtfeld-Formation von SE her auf den jüngeren Ems-Quarzit aufgeschoben. Durch Tiefenverwitterung und anschließende Erosion der weicheren, liegenden Schluff- und Tonsteine wurde die steile Hangkante denudativ herauspräpariert.

Der Höhenrücken der Schneifel ist aus weißen, hellgrauen und hellgelblichgrauen, fein- bis mittelkörnigen, festen Quarziten (sog. "Glaswacken") und Sandsteinen der Ems- (früher Koblenz-Quarzit) oder Berlé-Quarzit-Formation der Oberems-Stufe (Unterdevon) aufgebaut. Wechselfolgen von dünn-

bankigen, sandig-quarzitischen und schluffig-tonigen Gesteinen sind in die Quarzite eingelagert. Die Gesteinswechsel sind an zahlreichen, unterschiedlich stark ausgebildeten Geländekanten erkennbar (MENTZEL 1961, 1966). Der Ems-Quarzit stellt im gesamten Untersuchungsgebiet, über die Schneifel hinaus, nur einen sehr geringen Anteil an der Gesteinsfolge und tritt als Schichtglied nur in Form schmaler Rippen den Gesteinsuntergrund bildend in Erscheinung (MEYER 1994).

Durch Verwitterung zerfällt der Quarzit in einen blockreichen Schutt mit hellgelblich- bis gelblichbrauner, lehmig-sandiger bis schluffig-sandiger Feinbodenmatrix, die durch den sehr hohen Kieselsäureanteil extrem basenarm ist. Bei der Bildung der Substratgruppen wurden die quarzitischen Gesteine mit den Sandsteinen zuweilen petrographisch als Psammite zusammengefasst, weil ihre eindeutige Identifizierung in der Feinerde nicht durchführbar ist.

Im Bereich des Schneifel-Höhenzugs werden die bodenbildenden Substrate überwiegend aus lösslehmarmen bis lösslehmhaltigen periglazialen Lagen gebildet, die als Lokalkomponenten hauptsächlich schluffig-sandig oder lehmig-sandig verwitterten Quarzit (mit Maximum in der Feinsandfraktion) oder Sandstein enthalten. Stellenweise ist ein sehr geringer Anteil an herausgewittertem Schluff- oder Tonstein beigemischt, dessen Einfluss auf die geochemischen Elementgehalte der Deckschichten als gering einzuschätzen ist. Bodentypologisch dominieren zweischichtige, basenarme, sehr häufig podsolige Braunerden und Lockerbraunerden aus Haupt- über Basislage. Deren locker gelagertes Solum zeigt eine intensiv gelblich braune Färbung mit einem gut aggregierten, stabilen, Krümel- oder Subpolyedergefüge, das vor allem die bodenphysikalischen Eigenschaften positiv beeinflusst.

Die klimatischen Bedingungen in der Schneifel mit niedrigen Jahresdurchschnittstemperaturen und hohen Niederschlagsmengen (siehe unten) förderten neben der Bestockung mit Nadelhölzern die Tendenz der Böden zur Podsoligkeit bis hin zur Bildung von Braunerde-Podsolen und echten Eisenhumus-Podsolen. Intensiviert wurden die Podsolierung durch die im Mittelalter ausgedehnte (Über-) Nutzung der Wälder als Waldweide, zur Streuentnahme und nicht zuletzt zur Herstellung von Holzkohle. Zudem wurde Bau- und Stützholz für den um Bleialf ausgedehnten Bergbau benötigt. Die extreme Nutzung des Waldes förderte durch erheblichen Nährstoffentzug die Devastierung der Böden.

Häufig finden sich die Podsole dort ausgeprägt, wo die Hauptlagen erodiert wurden oder bereits im Periglazial in die Frostschuttdecke weniger Feinerde eingeweht wurde. Voraussetzung scheint ein hoher (Block-) Schuttgehalt (> 50 Vol-%) zu sein, der die Durchlässigkeit stark erhöht und in Verbindung mit den ungünstigen ökologischen Standortfaktoren (biologisch inaktive Humusform, Klima, Basenarmut des Substrats) die Podsolierung begünstigt.

An die Quarzit- und Sandstein-geprägten Substrate des Schneifel-Höhenzugs schließen sich auf den mäßig geneigten Hangverebnungen und Talanfängsmulden kleinere Areale mit Lösslehm-dominierten Mischsubstraten an. Sie enthalten neben Lösslehmderivaten (50 - 80 %) geringe Anteile (< 35 %) psammitischer und pelitischer Verwitterungsbildungen, wo hingegen der Grobboden auch in einiger Entfernung zum Schneifel-Rücken durch Quarzit- und Sandsteinschutt, stellenweise in Form von Blockschutt, dominiert wird.

Bodentypologisch sind in den stärker geneigten Reliefabschnitten basenarme bis mäßig basenhaltige, häufig podsolige Braunerden und lockerbraunerdeähnliche Braunerden aus Hauptlage über z.T. dichtgelagerter Basislage ausgebildet. Mit abnehmender Hangneigung und zunehmendem Hangwassereinfluss bilden sich Übergänge zu stauwassergeprägten Bodenformen und besonders auf der Nordabdachung der Schneifel sind intensive Pseudogleye weit verbreitet. Diese sind als mehrschichtige Stau-nässeböden ausgebildet, deren Staukörper aus dicht gelagerten periglazialen Lagen (Mittel- und/oder Basislage) bestehen und bei starkem Wasserüberschuss mit den Humusformen Feuchtmoor und Anmoor zu Mooren überleiten. Die Substratflächen mit mineralischen Anmoor- und biogenen Torfbildungen sind kleine lokal begrenzte Areale, von denen ein großer Teil als Hangmoore ausgebildet ist. Die Mäch-

tigkeiten der Anmoor- und Torfdecken reichen von 1 dm bis über 1 m bei hochmoorähnlicher Ausprägung.

Die durch lokale tektonische Beanspruchung klüftigen und von Spalten durchzogenen Quarzite und Sandsteine der *Schneifel* bilden einen guten Wasserspeicher, in dem beträchtliche Mengen an Niederschlagswasser versickern und Grundwasser bilden. Am Übergang des Quarzits zu den undurchlässigen Schichten der saprolithisierten Schiefer der Stadtfeld- und Klerf-Formation kommt es auf den Hangverflachungen unterhalb des markanten Hangknicks zu Quellwasseraustritten mit flächenhafter Vernässung (MENTZEL 1966). In diesen Arealen findet man ein kleinräumig wechselndes Mosaik von Bodenformen, das die Hangmoore mit hydromorphen Böden vergesellschaftet. Als häufigste Bodenformen treten neben den echten basenarmen Übergangsmooren (Torfdecke > 30 cm) hauptsächlich Anmoorpseudogleye und Anmoor- oder Moorstagnogleye auf. Diese sind in einer Quarzitschutt-reichen Deckschicht (Hauptlage oder Solumsediment) über einer dicht gelagerten, skeletthaltigen Basislage aus Saprolithmaterial der Quarzit- und/oder Schiefer-Verwitterung entwickelt. Örtlich kann in konservierenden Reliefpositionen eine ebenfalls dicht gelagerte, lösslehmhaltige Mittellage eingeschaltet sein.

Hier zeigen sich geogene und pedogene Gemeinsamkeiten zu den Hangmooren des Hunsrücks, wie sie im Bodenzustandsbericht Morscheid-Riedenburg (RECK, in HAUENSTEIN 2010) bereits beschrieben wurden. Über die Entstehung der Moore an den Schneifel-Rändern kann an dieser Stelle nur vermutet werden, dass sie - ähnlich wie im Hunsrück - durch Rodungen zur Holzgewinnung für Bergbau und Köhlerei ausgelöst wurden. Die so geförderte Erosion der wasserspeichernden Deckschichten führte zu einem Wasserüberschuss auf den dicht gelagerten älteren Periglaziallagen und damit zur Oberflächenvernässung und folglich zur Moorbildung.

Zu den jüngsten Substraten zählen im Untersuchungsgebiet neben den organogenen Torfen die im Holozän gebildeten Solum- und Auensedimente. Ihre Entstehung steht mit der starken Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Flächen während des Mittelalters in Beziehung, wodurch eine erheblich verstärkte Bodenerosion einsetzte. Das von den Talhängen abgespülte Bodenmaterial wurde teilweise wieder im Unterhang- und Hangfussbereich, in Hangmulden sowie im Tiefenbereich der Oberläufe der Täler als Solumsedimente abgelagert oder gelangte bis in die Fließgewässer, wo es nach fluvialem Transport in den Auen, als Auensedimente i.e.S. abgelagert wurde (siehe unten).

Die Solumsedimente werden hingegen auch im Tiefenbereich nicht als Auensedimente angesprochen, da es aufgrund der geringen Wasserführung und des stärkeren Gefälles nicht zur Auflandungsdynamik, sondern nur zur erosiven Umverteilung des lateral herantransportierten Bodenmaterials kommt. Gleichwohl bestehen Übergangsformen und Verzahnungsbereiche zu den Auensedimenten.

In der petrographischen Zusammensetzung sind die Solumsedimente eng an die Deckschichten ihrer Liefergebiete geknüpft. So sind in den stark reliefierten und demnach von der Erosion besonders betroffenen Gebieten die Solumsedimente ebenfalls von den Verwitterungsbildungen der Untergrundkomponente geprägt, wo hingegen in Bereichen mit lösslehmreicheren Deckschichten auch die Kolluviole einen höheren Lösslehmgehalt aufweisen. Im Einzugsgebiet verstärkt sandiger Substrate, wie herausgewitterte Sandsteinrippen oder den Quarziten und Sandsteine der Schneifel, zeigen die Solumsedimente eine deutlich sandigere Textur. Nicht selten ist ein geschichteter Aufbau der Solumsedimente zu beobachten, der mit vertikal wechselnden Gehalten an Lösslehm und Untergrundmaterial die unterschiedlichen Erosionsphasen belegt.

Über 80% der untersuchten Oberböden zeigen Merkmale einer jungen kolluvialen Umlagerung, bei der die Eigenschaften des ursprünglichen Substrats aber überwiegend nicht wesentlich veränderte wurden. Immerhin rund 20% der Böden sind in Solumsedimenten im i.e.S. entwickelt.

Im Untersuchungsraum kommen Auensedimente i.e.S., also Ablagerungen, die in Folge periodischer Überflutungen erfolgten, nur in den sehr schwach geneigten bis ebenen Tiefenbereichen der Flüsse und größeren Bäche vor. Hier sind die Täler von Prüm, Alfbach, Mehlenbach, Monbach, Bierbach und Ihenbach zu nennen. Es handelt sich überwiegend um grobbodenarme (i.d.R. < 10 Vol.-% Skelettanteil), schluffig/lehmige Sedimente, die allerdings auch gebietstypisch einen deutlichen Sandanteil von fast 50 Masse-% aufweisen können. Abschnittsweise wechselnde gelblichbraune und rötlichbraune Sedimente zeigen den Einfluss variierender Anteile an Lösslehm und an Verwitterungsbildungen der verschiedenen Liefergebiete. Rötliche Sedimentfarben deuten z.B. auf einen hohen Anteil an Klerf-Gesteine hin.

Die vorherrschenden Bodentypen sind in den Auen der Talabschnitte mit geringem Querschnitt (i.d.R. < 150 m) die hydromorph geprägten Übergangssubtypen Gley-Vega und Vega-Gley (Vega → früher Brauner Auenboden), da der Grundwasserflurabstand eher gering und hydraulisch eng an den Wasserspiegel des Baches gekoppelt ist. In Ufernähe und in durch Verlegungsmaßnahmen verkippten Altlaufsenken (z.B. Mehlenbach) prägen Auengleye die Bodengesellschaft. Aus diesem Grund werden die Talauenbereiche überwiegend als Grünland, insbesondere als Mahd- und Weideland genutzt, da die Bearbeitung besonders im Frühjahr stark eingeschränkt ist. In breiteren Auenabschnitten, insbesondere im Tal der Prüm und des Unteren Alfbachs dominiert der Bodentyp Vega, der auf den grundwasserferneren Standorten der Auen ausgebildet ist.

In der nahen Umgebung von Bleialf wurde jahrhundertlang Erzbergbau betrieben, wodurch insbesondere im Abstrombereich der Betriebsstätten erhebliche Stoffeinträge in die Böden erfolgten. Das mit Abstand wichtigste Erz dieser Lagerstätte ist Bleiglanz (PbS), der von weiteren sulfidischen Mineralen wie Pyrit (FeS_2), Kupferkies (CuFeS_2) und Zinkblende (ZnS) begleitet wird (ROSENBERGER 1979).

Der Beginn des Bleierzabbaus soll mindestens bis in das 11. Jahrhundert zurückgehen (ROSENBERGER 1979). Zunächst erfolgte der Abbau in kleinen oberflächennahen Schürfen, die als „Pingen“ bezeichnet werden. Der spätere intensive Erzabbau erfolgte dann aber unter Tage. Im 16. Jahrhundert erlebt der Bergbau eine erste Blüte. Die Gruben befanden sich entlang des Richelberger-Ganges. Die Bedeutung des Blei-Abbaus wird durch die Umwandlung des ursprünglichen Ortsname *Alf* (*Alve* oder *Alue*) in *Bleialf* augenscheinlich. Bis Mitte des 19. Jahrhunderts scheint der Bergbau zunehmend an Bedeutung verloren zu haben. Ab 1807 gab es noch eine Phase, bei der vor allem eine Nachlese in alten Halden stattfand (ROSENBERGER 1979). 1861 begann eine 25 Jahre währende äußerst intensive Phase des Bergbaus in Bleialf. Sowohl Fördermengen als auch Belegschaft wuchsen stark an. Während 1859 gerade noch 2 t Bleierz gefördert wurde, stieg die Fördermenge in der Grube *Neue Hoffnung* binnen 2 Jahren auf 800 t an. Überwiegend lag der Jahresertrag zwischen 1000 und 3000 t Bleierz. Daneben wurden zusätzlich 10 bis 90 t Kupfererz gewonnen. In den Jahren 1858 bis 1885 erfolgte der Abbau von fast 53000 t Blei- und über 1100 t Kupfererze (ROSENBERGER 1979; in SLOTTA 1983). In der Grube waren in dieser Zeit meist zwischen 300 und 600 Bergleute beschäftigt. Im Rekordjahr 1867 stieg die Belegschaftszahl auf fast 1000 an. Dies sind nur etwa 200 Personen weniger, als heute die gesamte Gemeinde Bleialf an Einwohner zählt. Dies zeigt die enorme wirtschaftliche Bedeutung, die die damalige Grube für die Region besaß.

Niedrige Marktpreise, hohe Transportkosten in die etwa 60 km entfernte Bleihütte Mechernich sowie Probleme bei der Wasserhaltung der Grube waren neben sinkenden Förderzahlen die maßgeblichen Gründe für das Erliegen des Abbaus im Jahr 1886.

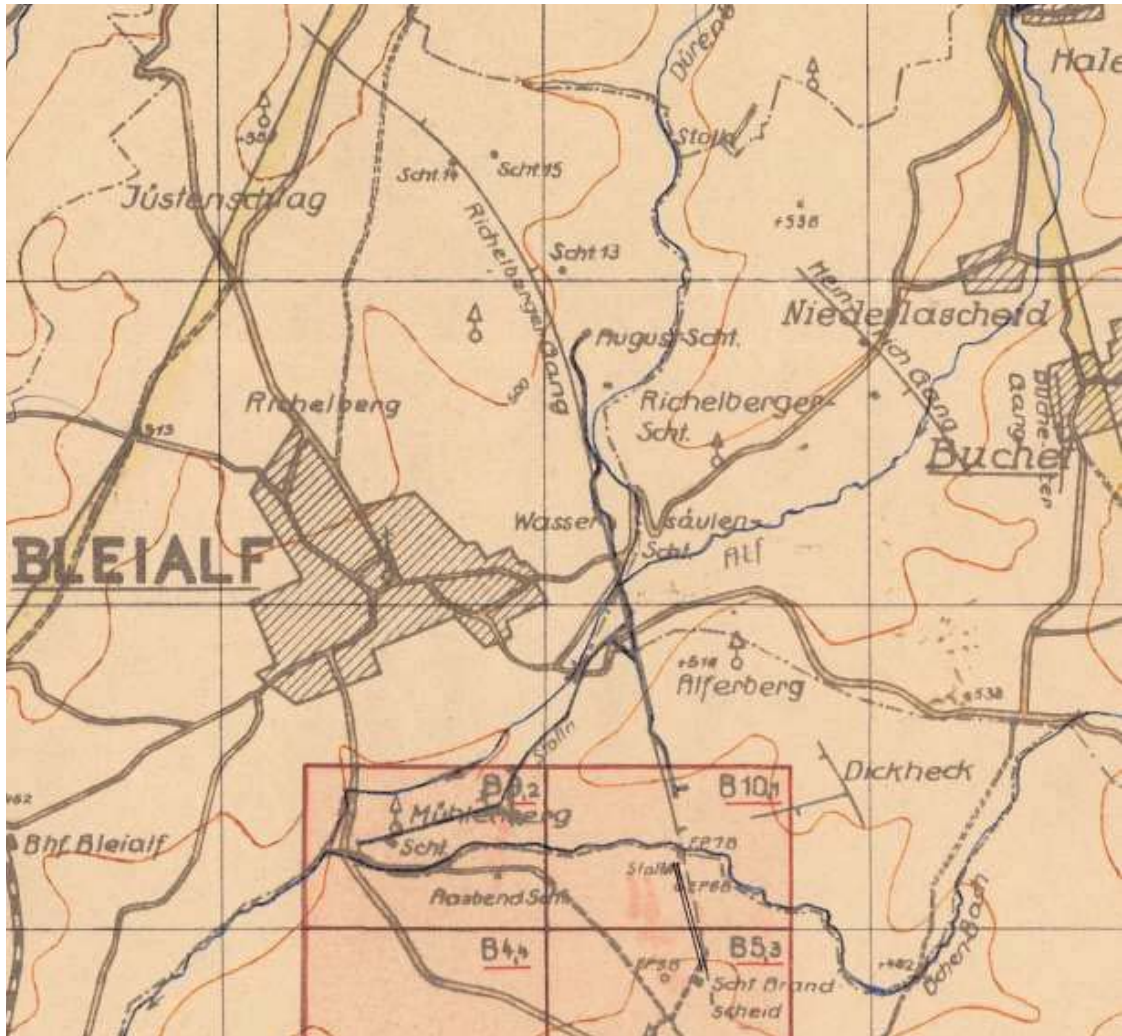


Abb. 7 Ausschnitt aus dem amtlichen Grubenbild des Bleierzbergwerks Neue Hoffnung (1939)

Im 20. Jahrhundert wurde immer wieder nach abbauwürdigen Vorkommen gesucht, was letztendlich aber nicht zum gewünschten Ergebnis führte. Allein vor Ausbruch des 2. Weltkrieges wurde eine Flotationsanlage errichtet, in der nochmals Haldenmaterial aufgearbeitet wurde. Nach Ende des Krieges fanden weitere Untersuchungen statt, die aber 1954 endgültig eingestellt wurden. Heute wird der Mühlenberger Stollen als Besucherbergwerk genutzt.

Auf einer Breite von 2 bis 4 km wird das Untersuchungsgebiet von SW nach NE auf einer Linie Großkampenberg - Habscheid - Brandscheid - Schneifel diagonal von der ehemaligen Grenzbefestigungsanlage *Westwall* durchzogen. Der Ausbau wurde ab 1938 intensiv vorangetrieben und umfasste auf einer Länge von fast 630 km, zwischen den Niederlanden und der Schweiz, den Bau von 18.000 Bunkern, Kampfanlagen und größeren Stellungen sowie ca. 250 km Panzersperllinie (Höckerlinie) und 90 km Panzergräben. Im Altkreis Prüm, zu dem das Bearbeitungsgebiet damals zählte, gab es etwa 1.200 Bunker und 35 km Höckerlinie (siehe Abb. 8). Beim Bau dieser Anlagen wurden umfangreiche



Gesprengrter Bunker an der L12 zwischen Brandscheid und Pronsfeld

(Foto: H.P.Reck)



Höckerlinie südlich Großkampenberg

(Foto: H.P.Reck)



Höckerlinie zwischen Heckhuscheid und Kesfeld

(Foto: H.P.Reck)

Abb. 8 Bunker und Panzersperren

Erbewegungen durchgeführt, die das Relief und die Landschaft nachhaltig veränderten. So wurden Hangflanken von Muldentälchen künstlich versteilt oder Senken verfüllt und zwischen den Bunkeranlagen Erhebungen abgetragen (Geschichtlicher Arbeitskreis Bitburger-Land [Hrsg.], 1994). Um die Ortschaften Brandscheid und Habscheid, die durch Kampfhandlungen im 2. Weltkrieg nahezu vollständig zerstört wurden, sind die Auswirkungen der Landschaftsumgestaltung heute noch sichtbar. Daher wurde auf die Beprobung von insgesamt 7 Quadranten in diesem Bereich verzichtet. Nach der Ardennenoffensive der deutschen Wehrmacht 1944 kam es auch im Untersuchungsgebiet zu intensiven Gefechten mit den Alliierten am *Westwall*. Zahllose Schützenlöcher, Schützengräben und Stellungen zeugen heute noch in den Wäldern der Schneifel von diesen Kampfhandlungen.

2.3. Klima (ULRIKE ZOLLFRANK)

Die exponierte Lage der Hocheifel führen bei Höhen von bis zu 697 mNN im Untersuchungsraum zu einem kühlem und niederschlagsreichem Klima.

Tab. 2 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschlagssummen und der klimatischen Wasserbilanz (Auswertezeitraum 1994 - 2009) des Agrarmeteorologischen Messnetzes Rheinland-Pfalz und langjährige Mittelwerte des DWD (1951 -1980)

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Station: Strickscheid (476 mNN)													
Niederschlag (mm)	83	69	62	62	58	57	76	86	68	57	63	77	818
Mitt. Temp. (°C)	0,4	1,5	4,4	7,2	11,5	14,7	16,3	16,6	12,4	8,8	4,2	1,1	8,3
Min. Temp (°C)	12,5	15,2	19,6	22,8	30,0	31,7	32,3	35,9	28,8	22,9	17,8	12,3	35,9
Max. Temp (°C)	-16,6	-15,3	-16,9	-7,3	-1,8	0,5	3,8	4,1	0,3	-5,8	-12,2	-18,9	-15,9
Klim. Wasserbilanz (mm)	81	72	47	21	-17	-30	-30	2	27	48	71	89	318
Station: Schneifelforsthaus (532 mNN) (DWD)													
Niederschlag (mm)	109	93	90	76	86	88	105	108	86	84	117	131	1170
Mitt. Temp. (°C)	-1,5	-0,8	1,9	5,1	9,4	12,6	14,0	13,7	11,4	7,5	2,4	-0,2	6,3

Die Beschreibung der Klimasituation im Untersuchungsgebiet ist mit Schwierigkeiten behaftet. Auf dem Blatt selbst konnte auf keine Station des DWD zurückgegriffen werden. Deshalb wurde zur weiteren Orientierung die ca. 10 km südlich von Bleialf gelegene Station Strickscheid des Agrarmeteorologischen Messnetzes Rheinland-Pfalz sowie interpolierte Niederschlagsdaten hinzugezogen.

Aufgrund der oft häufig anzutreffenden Westwetterlagen profitiert das untersuchte Gebiet von dem Regen am Anstieg zur Hocheifel. Die mittlere Jahressumme der Niederschläge liegt im Untersuchungsgebiet bei 946 mm/a. Dabei treten Maxima von ca. 1100 und Minima von etwa 850 mm/a auf. Über 70 % der untersuchten Standorte weisen eine jährliche Niederschlagsmenge von 900 -1000 mm/a auf. Die niederschlagsreicheren Standorte befinden sich alle im Naturraum *Westliche Hocheifel* in einer Höhe von 500 bis 681 mNN. Die Niederschläge im meteorologischen Winterhalbjahr sind etwa 10% höher als im Sommerhalbjahr.

Die Jahresdurchschnittstemperaturen liegen um die 8 °C, können aber Relief-bedingt kleinräumig stärker schwanken. So ergibt sich im Beobachtungszeitraum von 11 Jahren eine Temperaturspanne von -16,9 °C im Winter bis 35,9 °C im Hochsommer. Nur die Monate Juni bis September sind langjährig frostfrei.

Durch die zahlreichen Niederschläge und die kühl-feuchte Witterung trägt das Untersuchungsgebiet mit einer Wasserbilanz von über 300 mm/a erheblich zur Grundwasserneubildung bei. Dabei überschreitet die Verdunstung den Niederschlag in der Regel nur in den Monaten Mai, Juni und Juli und die Wasserbilanz ist im restlichen Jahr durchweg positiv.

2.4. Bevölkerung und Flächennutzung (ULRIKE ZOLLFRANK)

Das Untersuchungsgebiet liegt im Nordwesten des Landkreises Bitburg-Prüm in den Verbandsgemeinden Prüm und Arzfeld und grenzt an Belgien. Der Landkreis ist mit einer Fläche von 1.626 km² mit Abstand der flächengrößte Landkreis in Rheinland-Pfalz. Er ist darüber hinaus auch derjenige mit der geringsten Bevölkerungsdichte. Während in Rheinland-Pfalz im Mittel 202 Einw./km² und in seinen Landkreisen 162 Einw./km² leben, sind es im Landkreis Bitburg-Prüm nur 58 Einw./km² (Stand 12.2009). In den Verbandsgemeinden Prüm und Arzfeld beträgt die Bevölkerungsdichte sogar nur 46 bzw. 36 Einw./km².

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

Nutzung	km ²	%
Wald- und Gehölzfläche, davon	54,9	38,2
Laubwald	12,0	8,4
Laub- und Nadelwald	18,7	13,0
Nadelwald	24,2	16,8
Ackerland	10,3	7,2
Grünland	73,5	51,1
Siedlungsflächen	4,4	3,0
Industrie und Gewerbe	0,2	0,1
Sonstige Nutzungen	0,6	0,4
Gesamtfläche*	143,9	100,0

* die Flächen beziehen sich auf den rheinland-pfälzischen Anteil

Der Waldanteil liegt mit 38 % leicht unter dem Landesdurchschnitt von 42%. Der *Schneifelrücken* ist weitgehend bewaldet und dieses Waldgebiet zieht sich weiter in südwestliche Richtung in den Naturraum *Schneifelvorland*.

Etwa 58% des Untersuchungsraums wird landwirtschaftlich genutzt (siehe Tab. 3). Die klimatischen Bedingungen begünstigen die Viehwirtschaft und dem entsprechend die Nutzung des Bodens als Dauergrünland. So wird mehr als die Hälfte des gesamten Untersuchungsraums als Grünland genutzt. Der Grünlandanteil an den landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) ist damit mit etwa 88 % extrem hoch.

In den Verbandsgemeinden Prüm und Arzfeld ging die LNF zwischen 1971 und 2007 um etwa 10 % zurück. Im gleichen Zeitraum nahm die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe allerdings um etwa 75 % ab, so dass die Betriebe heute im Mittel eine etwa 4-fach so große Fläche bewirtschaften als zu Beginn des Beobachtungszeitraums (Quelle: Infothek; Statistisches Landesamt 2010). Beim Viehbestand überwiegen bei weitem Rinder, wovon etwa 40% Milchkühe sind.

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 km². Die Verteilung der Entnahmepunkte wurde so gewählt, dass die Flächenanteile den naturräumlichen Gegebenheiten und der Nutzungsverteilung des Kartenblattes nahe kommt, ohne dass kleinräumige anthropogene Veränderungen und punktuelle Verdachtsflächen erfasst wurden.

Im Untersuchungsgebiet erfolgte die Aufnahme von 150 Bodenprofilen, die gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) beschrieben wurden. Sofern es die örtlichen Gegebenheiten zuließen, wurde mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis in eine Tiefe von 1 m sondiert. Gemeinsam mit Proben aus weiteren Untersuchungsprogrammen stehen 752 bodenkundlich beschriebene Horizonte zur Verfügung, von denen 520 beprobt und analysiert 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 Proben bestanden aus mindestens 0,8-1 kg Feinboden (< 2mm) bzw. 1 l organischer Auflage. Bei 70 Profilen wurde für die Analytik auf organische Schadstoffen aus dem obersten Mineralbodenhorizont zusätzlich ca. 1 l Probenmaterial entnommen, das umgehend gekühlt wurde.

Die Beprobung und Aufnahme der Geländesituation erfolgte zwischen September 2004 und Juni 2005 durch Herrn Dipl.-Biol. H.-P. Reck (Fa. CATENA; Frankfurt.a.M.).

3.2. Analytik

Die allgemeine Analytik, die Untersuchungen auf anorganische Spurenelemente und Radionuklide führte das Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz durch. Die Analyse der organischen Schadstoffe erfolgte durch die Fa. CHEMLAB (Bensheim).

3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung

- Anorganische Parameter: nach DIN ISO 11464 (1996) (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 verschließbaren Kunststoffgefäßen.
- Organische Schadstoffe: Transport der homogenisierten, feldfrischen Probe in gekühlten Glasflaschen, Abtrennung des Grobbodens (8 mm Sieb), Bestimmung der organischen Schadstoffe und der Bodenfeuchte an Teilproben.

3.2.2. Allgemeine Analytik

- Korngrößenzusammensetzung: nach DIN ISO 11277 (2002) (Sieb- und Pipettverfahren nach KÖHN); Zerstörung der org. Substanz bei Gehalten > 1,5 Gew. %.
- pH-Wert: nach DIN ISO 10390 (1997) (elektrometrische Bestimmung in 0,01 mol/l CaCl_2).
- Carbonate: nach DIN ISO 10693 (1997) (volumetrische Bestimmung nach SCHEIBLER).
- Gesamtkohlenstoff: nach DIN ISO 10694 (1996) (Wärmeleitfähigkeitsdetektion nach trockener Verbrennung)
- Organischer Kohlenstoff: indirekte Bestimmung nach DIN ISO 10694 (1996) (berechnet aus Gesamtkohlenstoffgehalt und Carbonatgehalt ($C_{\text{org}} = C_{\text{t}} - (0,12 \times \text{CaCO}_3)$))
- Gesamt-Stickstoff: nach DIN ISO 13878 (1998) (Wärmeleitfähigkeitsdetektion nach trockener Verbrennung).
- mobile Makroelemente: Extraktion nach DIN 19730 (1997) (Extraktionslösung: 1 mol/l NH_4NO_3); Bestimmung: ICP-AES (Ca, Mg, Al) (Nachweisgrenzen siehe Tab. 3).
- Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen: DIN 19684 Teil 8, Bestimmung: Flammenphotometer (Ca, K, Na), Flammen-AAS (Mg), elektrometrisch (H-Wert), $\text{KAK}_{\text{pot}} =$ Summe der austauschbaren Kationen.
- Phosphor, Kalium: DL-Methode nach VDLUFA (1991), Bestimmung mit ICP-AES.

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 ₄ NO 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 (1997) (Extraktionslösung: 1 mol/l NH₄NO₃); Bestimmung: ICP-AES (Cu, Ni, Zn), G-AAS (As, Cd, Cr, Pb), FIMS (Hg)

- Spurenelemente (*Gesamtgehalt*):
Königswasser-Extraktion nach DIN ISO 11466 (1997); Bestimmung: Flammen-AAS (Cr, Cu, Ni, Pb), G-AAS (As, Cd), FIMS (Hg), ICP-AES (Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Zn)

3.2.4. Organische Schadstoffe

- Organochlorpestizide: nach E DIN ISO 10382 (1998); Trocknung mit Natriumsulfat, Extraktion (8 h) mit Petrolether am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Kieselgel, Einengen des Extraktes, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polychlorierte Biphenyle (PCB): nach DIN 38414 Teil 20 (1996); Trocknung mit Natriumsulfat, Extraktion (8 h) mit Hexan am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Silbernitrat/Kieselgel, Einengen des Extraktes, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Pentachlorphenol (PCP): nach E DIN ISO 14154 (1998); Trocknung mit Natriumsulfat, nach Ansäuerung mit Salzsäure Extraktion (8 h) mit Aceton/Hexan am Soxhlet, Einengen des Extraktes, Derivatisierung eines Aliquotes mit Essigsäureanhydrid, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): nach Merkblatt Nr. 1, LUA-NRW (1994); Trocknung mit Natriumsulfat, Ultraschall-Extraktion (2 h), Einengen des Extraktes, Reinigung des Extraktes über Kieselgel, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F): nach EPA 8280, E DIN 38414 Teil 24 (1998); Gefriertrocknung, Zugabe von ¹³C-Dioxinstandards, Extraktion (8 h) mit Toluol am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Aluminiumoxid, Messung per hochauflösender Gaschromatographie 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.

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

Verbindung (Trivialname) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Quantitative Nachweisgrenze $\mu\text{g/kg TB}$
Aldrin (309-00-2)	$\text{C}_{12}\text{H}_8\text{Cl}_6$	1
o,p'-DDD (TDE)	$\text{C}_{14}\text{H}_{10}\text{Cl}_4$	1
p,p'-DDD (TDE) (72-54-8)	$\text{C}_{14}\text{H}_{10}\text{Cl}_4$	1
o,p'-DDE (3424-82-6)	$\text{C}_{14}\text{H}_8\text{Cl}_4$	1
p,p'-DDE (72-55-9)	$\text{C}_{14}\text{H}_8\text{Cl}_4$	1
o,p'-DDT (789-02-6)	$\text{C}_{14}\text{H}_6\text{Cl}_5$	1
p,p'-DDT (50-29-3)	$\text{C}_{14}\text{H}_6\text{Cl}_5$	1
Dieldrin (60-57-1)	$\text{C}_{12}\text{H}_8\text{Cl}_6\text{O}$	1
Endrin (72-20-8)	$\text{C}_{12}\text{H}_8\text{Cl}_6\text{O}$	1
Heptachlor (76-44-8)	$\text{C}_{10}\text{H}_5\text{Cl}_7$	1
Heptachlorepoxyd (1024-57-3)	$\text{C}_{10}\text{H}_5\text{Cl}_7\text{O}$	1
Hexachlorbenzol (HCB) (118-74-1)	C_6Cl_6	1
α -Hexachlorcyclohexan (α -HCH) (319-84-6)	$\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$	1
β -Hexachlorcyclohexan (β -HCH) (319-85-7)	$\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$	1
γ -Hexachlorcyclohexan (γ -HCH)(Lindan) (58-89-9)	$\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$	1
δ -Hexachlorcyclohexan (δ -HCH) ()	$\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$	1
Methoxychlor (72-43-5)	$\text{C}_{16}\text{H}_{15}\text{Cl}_3\text{O}_2$	1
Pentachlorphenol (87-86-5)	$\text{C}_6\text{Cl}_5\text{OH}$	1
2,4,4'-Trichlorbiphenyl (PCB-Nr 28) (7012-37-5)	$\text{C}_{12}\text{H}_7\text{Cl}_3$	1
2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl (PCB-Nr 52) (35693-99-3)	$\text{C}_{12}\text{H}_6\text{Cl}_4$	1
2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl (PCB-Nr 101) (37680-73-2)	$\text{C}_{12}\text{H}_5\text{Cl}_5$	1
2,2',3,4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 138) (35065-28-2)	$\text{C}_{12}\text{H}_4\text{Cl}_6$	1
2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 153) (35065-27-3)	$\text{C}_{12}\text{H}_4\text{Cl}_6$	1
2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl (PCB-Nr 180) (37680-73-2)	$\text{C}_{12}\text{H}_3\text{Cl}_7$	1

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

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

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

Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Faktoren der Toxizitätsäquivalente (TE)	Quantitative Nachweisgrenze ng/kg TB
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (1746-01-6)	C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O ₂	1,000	0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzo-p-dioxin (40321-76-4)	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O ₂	0,500	0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (39227-28-6)	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O ₂	0,100	0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (57653-85-7)	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O ₂	0,100	0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (19408-74-3)	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O ₂	0,100	0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzo-p-dioxin (35822-46-9)	C ₁₂ HCl ₇ O ₂	0,010	0,3
Octachlor-dibenzo-p-dioxin (3268-87-9)	C ₁₂ Cl ₈ O ₂	0,001	0,3
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzofuran (51207-31-9)	C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O	0,100	0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-41-6)	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O	0,050	0,3
2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-31-4)	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O	0,500	0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (70648-26-9)	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	0,100	0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (57117-44-9)	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	0,100	0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzofuran (72918-21-9)	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	0,100	0,3
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (60851-34-5)	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	0,100	0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzofuran (67562-39-4)	C ₁₂ HCl ₇ O	0,010	0,3
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor-dibenzofuran (55673-89-7)	C ₁₂ HCl ₇ O	0,010	0,3
Octachlor-dibenzofuran (1010-77-1)	C ₁₂ Cl ₈ O	0,001	0,3

3.2.5. Radionuklide

Im Rahmen der Untersuchungen zum Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz werden die in Tab. 8 aufgeführten künstlichen und natürlichen, primordialen Radionuklide gemessen. Von den drei natürlichen Zerfallsreihen, Uran-Radium, Thorium und Actinium, liefern die beiden erstgenannten Zerfallsreihen den größten Beitrag zur natürlichen Strahlenexposition. Die Probenvorbereitung erfolgt nach E DIN ISO 11464 (Lufttrocknung, manuelle Vorzerkleinerung, Trockensiebung mit 2 mm Sieb zur Abtrennung des Grobbodens). Die Probenlagerung geschieht bei Raumtemperatur. Die Probe wird vor der Messung in normierte Kunststoffdosen (Marinelli-Becher) eingewogen. Die gammaspektrometrische Messung findet mit einem koaxialen Reinst-Germanium-Detektor statt.

Tab. 8 Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der messbaren Radionuklide

	²³² Th	²³⁸ U	⁶⁰ Co	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Potentielle Quelle des Isotops	Natürliche Thorium-zerfallsreihe	Natürliche Uran-Radium-Zerfallsreihe	Fall-/Washout durch Atomwaffenversuche und Tschernobyl - GAU				Natürlich
Mittlere Nachweisgrenze (NWG) [Bq/kg] (Anz. < NWG)	3 (2)	51 (147)	0,3 (163)	0,3 (163)	0,3 (163)	0,4 (27)	-
NWG-Minimum [Bq/kg]	-	21	0,2	0,4	0,1	0,2	-
NWG-Maximum [Bq/kg]	-	93	1,2	2,0	1,1	0,5	-
Median [Bq/kg] (Anz.)	22 (163)	<51 (163)	<0,3 (163)	<0,4 (163)	<0,3 (163)	6,4 (163)	508 (163)
Halbwertszeiten*	1,405E+10	4,47E+9	5,27	2,76	2,07	30,03	1,26E+9

* Halbwertszeiten aus: <http://www.nndc.bnl.gov/nudat2/chartNuc.jsp> (National Nuclear Data Center (NNDC)). Wenn nicht anders angegeben, wird die Halbwertszeit in Jahren angegeben.

Die Tab. 8 zeigt die Messwerte der Radionuklide aller beprobten Horizonte im Untersuchungsgebiet. Die Nachweisempfindlichkeit kann nicht pauschal angegeben werden, da sie im Wesentlichen von der Messzeit und von der Dichte der Probe abhängt. Die Messdauer schwankt zwischen 3,5 und 72 Stunden. Die Schüttdichte der getrockneten Proben liegt allgemein zwischen 0,2 und 1,6 g/cm³. Die Messzeiteinteilung der Proben erfolgt nach den Kriterien Schüttdichte und Erwartungswert. Die Messdauer von Proben mit einer Schüttdichte < 0,8 g/cm³ beträgt typisch > 13 h. In Klammer ist die Anzahl der Proben angegeben, die die Nachweisgrenze unterschreiten bzw. die den Median bilden.

3.3. Auswertung

3.3.1. Bildung von Datenkollektiven

Die Redaktionsgruppe Hintergrundwerte der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat Regeln erstellt, wie Horizonte zur Ableitung von Hintergrundwerten zusammengefasst werden können. Durch Anforderungen, die sich aus der BBodSchV (1999) und hinsichtlich der Fragestellung ergeben, wird von den streng pedogenetischen Definitionen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 1994) teilweise abgewichen (siehe unten).

Horizont(-gruppen)bezogene Hintergrundwerte werden nur für anorganische Stoffe berechnet. Für die organischen Schadstoffe liegen ausschließlich Werte für den obersten Mineralbodenhorizont vor. Diese sind im Oberboden so intensiv gebunden, dass mit einer nennenswerten vertikalen Verlagerung nicht zu rechnen ist. Sie werden ausschließlich nach Nutzungsarten differenziert.

Das Substrat ist das wichtigste Differenzierungskriterium für naturbedingte Gehalte anorganischer Stoffe in Böden. Daher muss vor der Bildung von Horizontgruppen der Datenbestand zunächst in Substratgruppen unterteilt werden. Sofern noch eine ausreichende Fallzahl besteht, ist eine tiefere Untergliederung der Gruppe der Oberbodenhorizonte in Nutzungsklassen sinnvoll.

Wesentliches Kriterium bei der Zuordnung eines Horizontes zu einer in Tab. 9 (Spalte 2) aufgeführten Horizontgruppe ist das Hauptmerkmal der Horizontbezeichnung. Übergangshorizonte zwischen angrenzenden Horizontgruppen (z.B. Ah-Bv, Al+Bt, Cv-Bv) werden gemäß den Regeln, die für das Hauptmerkmal (letzter Symbolteil) gelten, zugeordnet. Zusätzlich werden auch nutzungsabhängige Tiefenstufen, wie sie die BBodSchV (Anhang 1) vorgibt, berücksichtigt. Daher ergeben sich bei der Gruppen-

Tab. 9 Anorganische Stoffe: Gliederungsschema für die Bildung von Hintergrundwerten

1. Gliederungsmerkmal Substratgruppen	2. Gliederungsmerkmal Horizontgruppen	3. Gliederungsmerkmal Nutzung
Substrat	(Auflagehorizonte)	(Wald)
	Oberboden	Wald
		Acker
		Grünland
		Wein
		Sonderkulturen (ohne Wein)
Unterboden	-	
Untergrund	-	

bildung Abweichungen zu den streng pedogenetischen Definitionen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 1994).

Organische Auflage

Bei forstlicher Nutzung liegen dem Mineralboden i.d.R. organische Horizonte auf, die mit dem Hauptsymbol L oder O gekennzeichnet sind. Sie werden als eigenständige Substratgruppe behandelt. Durch Bioturbation und Nährstoffkreislauf kann die stoffliche Zusammensetzung vom unterlagernden Mineralboden beeinflusst sein. Daher wird das direkt folgende Substrat als Gliederungsmerkmal berücksichtigt.

Oberboden

Zu den Proben aus Oberbodenhorizonten zählen **alle** obersten Mineralbodenhorizonte und alle Horizonte, die als Hauptsymbol ein „A“, „H“, „R“ oder „M“ besitzen, sofern sie innerhalb nutzungsspezifischer Untergrenzen liegen:

- **Acker-, Sonderkulturen (z.B. Wein, Obstbau):** Oberster Mineralbodenhorizont und weitere A-, H-, R-, oder M-Horizonte, deren Untergrenze ≤ 30 cm ist. Horizonte, die diese Anforderungen erfüllen, deren Untergrenze jedoch 30 cm überschreiten, zählen ebenfalls zum Oberboden, sofern mehr als die Hälfte der Horizontmächtigkeit innerhalb ≤ 30 cm liegen.
- **Grünland-, Forstnutzung:** Oberster Mineralbodenhorizont und weitere A-, H-, R-, oder M-Horizonte, deren Untergrenze ≤ 10 cm ist. Horizonte, die diese Anforderungen erfüllen, deren Untergrenze jedoch 10 cm überschreiten, zählen ebenfalls zum Oberboden, sofern mehr als die Hälfte der Horizontmächtigkeit innerhalb ≤ 10 cm liegen.
- Horizonte mit den obengenannten Hauptsymbolen, die die genannten Untergrenzen unterschreiten, können dem Unterboden zugeschlagen werden, sofern es sich um gering humose Horizonte (z.B. Ae- oder Al-Horizonte) handelt.

Unterboden

Die Horizonte, die zwischen Oberboden und Untergrund entwickelt sind, zählen zur Gruppe der Unterböden. Dies sind im Wesentlichen die Horizonte mit den Hauptsymbolen B-, P-, T-, S- und G-Horizonte. Unter bestimmten Voraussetzungen können Oberbodenhorizonte – abweichend zur KA4 – ebenfalls in diese Gruppe fallen. Dies sind vor allem tieferliegende Horizonte, in denen Abreicherungsprozesse vorherrschen (Ae- oder Al-Horizonte). R- und M-Horizonte, die sich unterhalb der für Oberböden geltenden Tiefenstufen befinden, können zu den Unterböden gezählt werden, wenn sie nur gering humos sind (Humus < 1 Gew.%).

Unterbodenhorizonte, die einer dauerhaften oder langanhaltenden Vernässung unterliegen (Hauptsymbol: Gr, Gw, Srw, Srd), sollen in Zukunft gesondert behandelt werden. Durch beständige oder überwiegend reduzierende Verhältnisse weisen sie eine besondere Elementmobilisierung auf.

(Paläo-)Unterböden der Residualsedimente der Carbonatgesteine (T-Horizonte) sowie fersialitische bzw. ferrallitische Unterböden (Bu, Bku, Buk, Bj) werden in der vorliegenden Arbeit hingegen nicht zu den Unterböden gezählt, da in ihnen hohe bis extreme Stoffanreicherungen stattfinden können, womit ihre Stoffdynamik erheblich von der jüngerer Böden abweicht.

Untergrund

Untergrundhorizonte sind alle Horizonte mit dem Hauptsymbol „C“, sowie Unterbodenhorizonte unterhalb von 120 cm, die keiner dauerhaften oder langanhaltenden Vernässung unterliegen.

3.3.2. 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. Für statistische Berechnungen, in denen konkrete Zahlenwerte benötigt werden (z.B. bei der Summenbildung von Stoffgruppen), wird bei Unterschreitung der Nachweisgrenze der Wert 0 eingesetzt.

3.3.3. Statistische Auswertung

Folgende statistische Kenngrößen wurden für einzelne Datenkollektive ermittelt:

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

Geowissenschaftliche Datenkollektive sind meist nicht normalverteilt, sondern es treten überwiegend unimodale linksverteilte Verteilungskurven auf. Aus diesem Grund wurden als statistische Maßzahlen Perzentile herangezogen (siehe auch DIN ISO 19258 (2006)). 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

v: Stellung des Perzentils im aufsteigend sortierten Datenkollektiv

n: Probenanzahl

k: Rangplatz, ganzzahliger Teil von v

f: Dezimalteil von v

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. 9).

Das 90. Perzentil dient häufig als Orientierungs- oder Hintergrundwert zur Abgrenzung einer merklichen anthropogenen Belastung (LABO 2003, PRÜß 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 ≥ 20 sein. Bei einer geringeren Fallzahl werden die Ergebnisse kursiv dargestellt. Unterliegt z.B. eine Substratgruppe

Tab. 10 Ermittlung von gewichteten Gehalten an einem Beispielprofil

Horizont	Obergrenze	Untergrenze	Mächtigkeit in cm	Gehalt des Horizontes	Gehalt x Mächtigkeit		Gewichteter Gehalt
Ahe	0	4	4	8,4	33,6		2,8
Ah-Bv	4	19	15	2,6	39,0		
Bv	19	42	(23) 11*	0,9	9,9		
					Σ 82,5	/30	

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

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.

In den Kapiteln der *Allgemeinen Parameter* und *Spurenelemente* werden nur die Ergebnisse für das gesamte Land Rheinland-Pfalz (*landesweit*) angegeben. Bei den *Organischen Schadstoffen* und *Radionukliden* erfolgt zudem der Vergleich der statistischen Daten des Untersuchungsraumes mit den landesweiten Daten. In den Tabellen sind in den mit „Herkunft RP“ gekennzeichneten Zeilen die Nutzungen aufgeführt, die sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in anderen Landesgebieten vorkommen. Die statistischen Kennwerte des Untersuchungsraums sind in den Zeilen mit „5703“ markiert.

Bei den künstlichen Radionukliden erfolgt zudem die Berechnung von auf 30 cm Bodentiefe normierten gewichteten Gehalten. Dieses besteht aus einem arithmetischen Mittel, in das die elementspezifischen Gehalte der einzelnen Horizonte innerhalb der oberen 30 cm Bodentiefe, gewichtet um ihre jeweiligen Horizontmächtigkeiten, eingehen. Der Rechenweg ist an einem Beispielprofil in Tab. 10 aufgeführt. Dieses Maß berücksichtigt nicht nur den obersten Mineralbodenhorizont, der besonders in Waldböden oft nur geringmächtig und erheblich höher belastet ist als die unterlagernden Horizonte. Es relativiert somit die häufig hohen Konzentrationen des obersten geringmächtigen Mineralbodenhorizonts der Waldböden und verbessert die Vergleichbarkeit zu den bearbeiteten Oberböden der landwirtschaftlich genutzten Standorte.

3.3.4. Graphische Darstellung

Der Boxplot (siehe Abb. 9) 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.

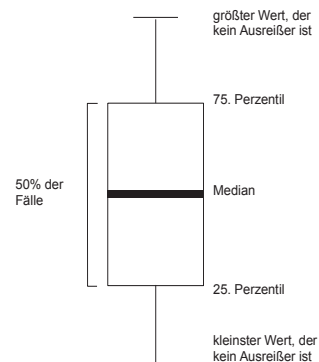


Abb. 9 Schema eines Boxplots

3.3.5. Kartographische Darstellung

Allen thematischen Karten im Maßstab 1:50.000 wurden zur räumlichen Orientierung Ausschnitte der Topographischen Karte 1:50.000 hinterlegt.

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 und an künstlichen Radionukliden darstellen, hinterlegt, da es sich um xenobiotische Stoffe handelt. Deren Konzentrationen sind im Boden überwiegend von der Bodennutzung bestimmt. 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.

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 bestimmt maßgeblich das Ausgangsmaterial der Bodenbildung. 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 Masse% 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 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 ($\varnothing < 2$ mm) wird das Mischungsverhältnis der drei Kornfraktionen Ton (T ($\varnothing < 0,002$ mm)), Schluff (U ($\varnothing 0,002-0,06$ mm)) und Sand (S ($\varnothing 0,06-2$ mm)) charakterisiert. Die Bodenart Lehm (L) kennzeichnet Feinböden, in denen alle drei Kornfraktionen einen erheblichen Anteil besitzen.

In der BBodSchV (1999) definiert die Bodenart neben der Bodenreaktion den Anwendungsbereich der Vorsorgewerte für Metalle (siehe 4.2.).

Sofern Substrate keine ortsfremden Komponenten enthalten, wird die Korngrößenzusammensetzung von den Gesteinen des Untergrundes und deren Verwitterungsgrad bestimmt. Da bei eingewehten ortsfremden Komponenten wie Löss meist eine Kornfraktion stark dominiert, können sie bei hohem Anteil die ursprüngliche Korngrößenzusammensetzung erheblich verändern. Im Untersuchungsraum handelt es sich wahrscheinlich aber meist um Lokallösslehm, der überwiegend aus verwehten Verwitterungsbildungen der näheren Umgebung besteht (siehe 2. und unten).

Die Korngrößenzusammensetzung der Böden ist im Untersuchungsraum recht einheitlich. Nicht nur weil Substrate mit einem mittleren bis hohen Anteil devonischer Pelite, einen Flächenanteil von annähernd 90 % besitzen, sondern auch weil Böden mit höherem Quarzit- und/oder Lösslehmanteil eine ähnliche Textur aufweisen. Fast 90 % der untersuchten Proben liegen in den Bodenartenhauptgruppen Schluff oder Lehm. Bei den übrigen Proben handelt es sich weitgehend um schluffige Tone. Sandige Böden kommen im Untersuchungsraum fast nicht vor. Vereinzelt tritt in den tieferen Horizonten der quarzitären Böden die Bodenart mittel lehmiger Sand auf.

Bei fast der Hälfte aller untersuchten Proben wurde die Bodenart schluffiger Lehm (Lu) festgestellt. Mit Abstand folgen die im Korngrößendreieck benachbarten Bodenarten schwach toniger Lehm (Lt2), schwach sandiger Lehm (Ls2) und mittel schluffiger Ton (Tu3). Diese 4 Bodenarten besitzen fast 90% aller untersuchten Proben. Damit treten in den Böden des Untersuchungsraums typischerweise Tongehalte zwischen 17 und 35 Masse-% und Schluffgehalte zwischen 40 und 65 Masse-% Schluff auf. Mehr als 50 Masse-% Sand wurden nur vereinzelt in quarzitären Böden und in Auensedimenten gemessen.

Die den Untersuchungsraum prägenden unterdevonischen Pelite sind schwach metamorphe klastische Gesteine, die sich aus feinwechselnden tonigen und schluffreichen Bändern zusammensetzen (siehe 2.). Daneben können auch (fein- bis mittel-)sandige Lagen eingeschaltet sein. Die Pelit-reichen Böden enthalten durchschnittlich 27 Masse-% Ton, wobei der Tongehalt in einem Bereich von 22 bis 30 Masse-% nur gering schwankt. Ihr mittlerer Schluffgehalt beträgt 53 Masse-% und auch bei dieser Kornfraktion bewegt sich der Gehalt nur in einem engen Rahmen von 50 bis 60 Masse-%. Der Sandgehalt streut mit 16 bis 30 Masse-% etwas stärker. Oberböden und Untergrundhorizonte unterscheiden sich in der Bodenart des Feinbodens nicht merklich.

Sofern die Untergrundgesteine nicht selbst einen hohen Grobschluffanteil besitzen, kann die Dominanz dieser Kornfraktion ein Indiz für einen hohen Fernlössanteil sein. In den Lösslehm-freien bis -führenden Schichten ist das Verhältnis zwischen Mittel- und Grobschluff im Mittel mit jeweils etwas weniger als 20 Masse-% fast ausgeglichen. Während der Mittelschluffanteil in allen Tiefenzonen etwa gleich hoch ist, liegt der Grobschluffgehalt in den Untergrundhorizonten mit 16 Masse-% etwas unter den darüber liegenden Horizonten.

Im Vergleich zu den unterdevonischen Schieferreichen Böden des Hunsrücks besitzen die Böden im Untersuchungsraum einen höheren Schluff- und einen entsprechenden geringeren Sandgehalt. Während im Hunsrück in diesen Substraten die Bodenart schwach toniger Lehm (Lt2) dominiert, ist es im Untersuchungsraum die Bodenart schluffiger Lehm (Lu).

Der höhere Schluffgehalt ist in den Böden des Untersuchungsraums auf die Zusammensetzung der Ausgangsgesteine zurückzuführen.

Die Lösslehm-reicheren Böden unterscheiden sich im Verbreitungsgebiet der Pelite in ihrer Korngrößenzusammensetzung kaum von den Lösslehm-armen bzw. -freien Böden auf. Der Grobschluffgehalt ist durchschnittlich nur um 4% höher und sie enthalten

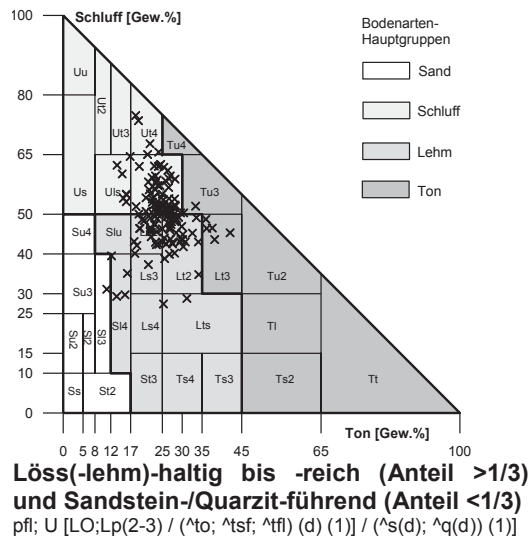
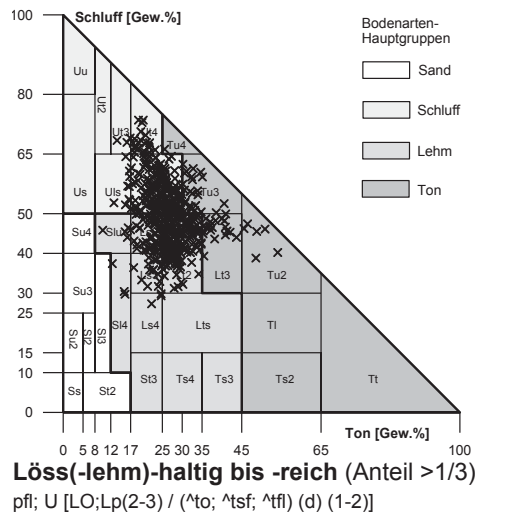
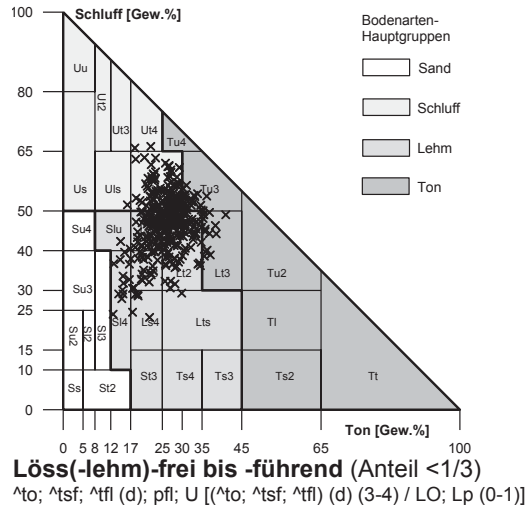


Abb. 10 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)
 Daten aus Rheinland-Pfalz

Tab. 11 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)										
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]									Angaben in Masse % Daten aus Rheinland-Pfalz	
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	385	26,2	13,7	17,6	16,0	6,7	6,8	9,5	Lehm	Lt2
Unterboden	269	25,1	13,9	17,4	16,0	7,2	6,6	9,5	Lehm	Lt2
Untergrund	356	20,0	12,9	15,4	14,3	8,3	9,5	15,2	Lehm	Sl4
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]										
Oberboden	502	25,8	13,4	18,1	16,6	7,2	6,7	7,4	Lehm	Lt2
Unterboden	530	25,3	13,2	18,4	18,5	6,9	6,0	6,6	Lehm	Lu
Untergrund	25	20,9	9,7	16,0	20,6	6,9	5,6	5,9	Lehm	Ls2
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)]										
Oberboden	135	24,1	11,6	17,9	19,4	9,8	6,3	5,6	Lehm	
Unterboden	137	24,2	12,2	18,1	19,4	9,8	6,4	5,5	Lehm	

nur 2% mehr Feinsand (siehe Abb. 11). Der mittlere Mittelschluffanteil gleicht den Lösslehm-freien bis -führenden Schichten. Der geringfügig höhere Grobschluffgehalt führt dazu, dass die Bodenart schluffiger Lehm (Lu) noch etwas häufiger als in den Lösslehm-armen Böden vorkommt.

Die Daten zeigen keinen Hinweis auf einen merklichen Fernlössanteil. Vielmehr dürfte der Lösslehm tatsächlich weitgehend aus den Verwitterungsbildungen der unmittelbaren Umgebung stammen und somit in seinen chemischen Eigenschaften den Untergrundgesteinen ähneln. Abseits lössgeprägter Beckenlandschaften scheint das weitgehende Fehlen von Fernlöss für Böden im Rheinischen Schiefergebirge typisch zu sein.

Der Grobboden (>2 mm) besteht in den Pelit-reichen Ober- und Unterböden fast nur aus Grus, also aus eckig-kantigen Steinchen mit einem Durchmesser unter 63 mm. Über 2/3 der untersuchten Ober- und Unterböden liegen in der hohen Anteilsklasse, d.h. der Grusanteil am Gesamtboden beträgt zwischen 25 und 50 Vol.%. Die übrigen liegen in der mittleren Anteilsklasse (>10 - 25 Vol.%) und etwas seltener sogar in der Anteilsklasse von 50 - 75 Vol.%. Die Untergrundhorizonte sind im Verbreitungsgebiet der Pelite häufig noch Feinboden-ärmer. In etwa 40 % der Untergrundhorizonte liegt der Grobbodenanteil teilweise deutlich über 50 Vol.%. Gleichzeitig nimmt der Anteil größerer Steine (> 63 mm) zu, so dass neben Grus auch die Bodenarten Schuttgrus oder Grusschutt auftreten.

Auch die Lösslehm-haltigen bis -reichen Pelitböden sind überwiegend grusig. Der Grobbodenanteil ist jedoch etwas geringer als in den Lösslehm-armen Böden. Über die Hälfte der Ober- und Unterböden enthalten zwischen 25 und 50 Vol.% Grobboden. Etwa 30 % dieser Böden sind stark grusig, d.h. der Anteil am Gesamtboden beträgt zwischen 25 und 50 Vol.%. Tendenziell sind die Oberböden etwas *steiner* als die Unterböden, was auf eine residuale Anreicherung des Grobbodens durch Erosion deutet.

Obwohl Quarzite bzw. quarzitisches Sandsteine eine sandige Grundmatrix besitzen, weisen ihre Böden

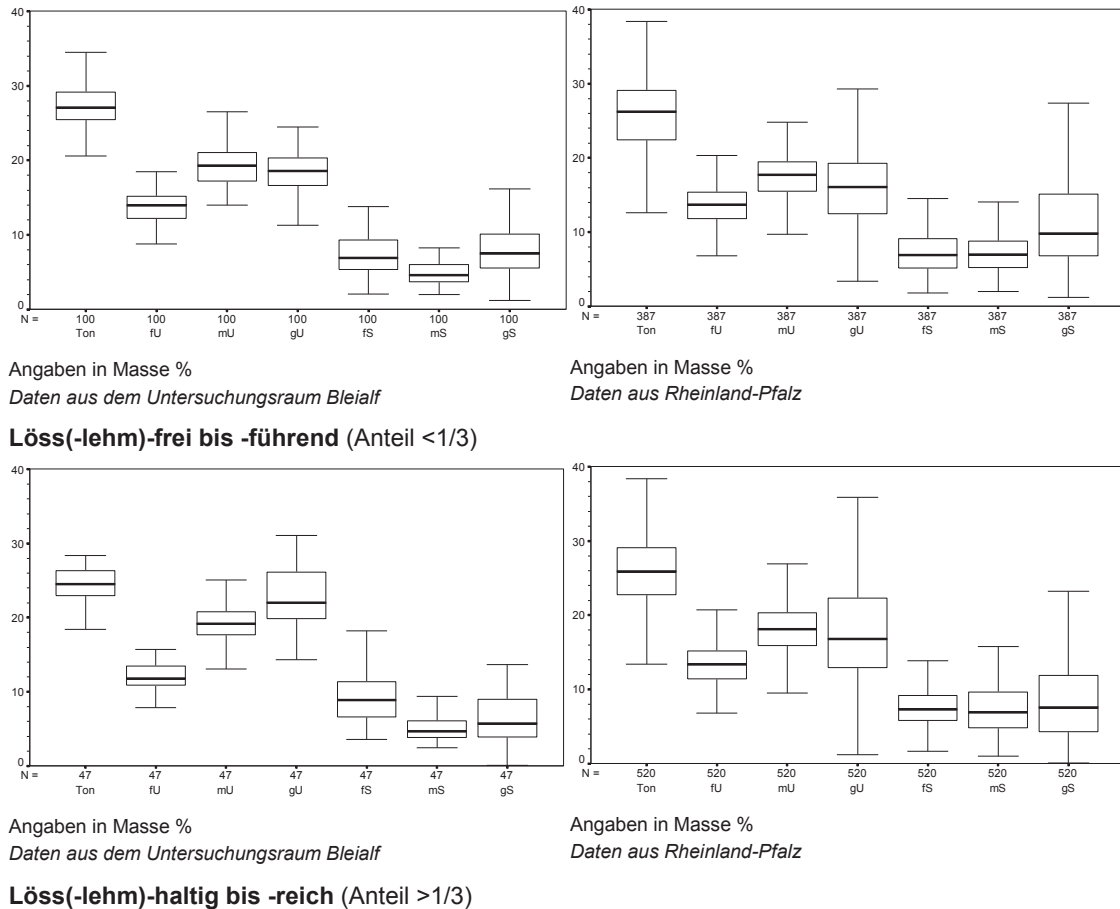
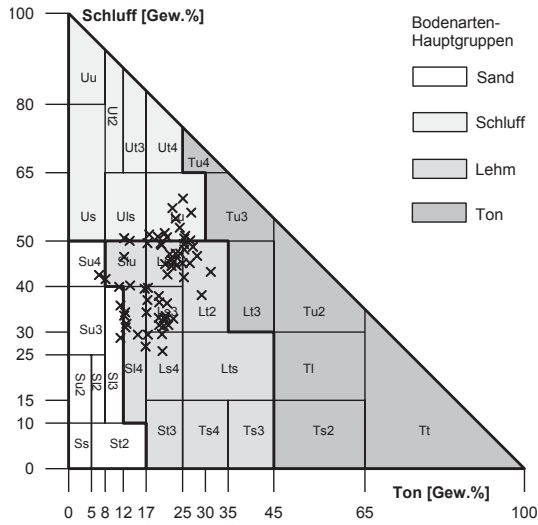


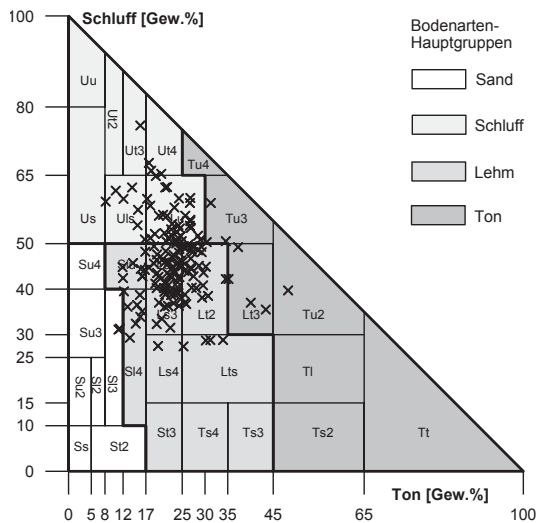
Abb. 11 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

meist eine ähnliche Korngrößenzusammensetzung wie die Böden im Verbreitungsgebiet der Pelite auf. Zwar besitzen die Gesteine aus dem Ems-Quarzit geringmächtige Einschaltungen von Schluff- und Tonsteinen, was den Anteil feinerer Kornfraktionen erhöhen kann, dennoch ist der Sandgehalt der Böden meist unerwartet gering. Ein Viertel der Lösslehm-armen Quarzit-Böden gehört in die Bodenartenhauptgruppe Schluff, wobei es sich fast ausschließlich um schluffigen Lehm (Lu) handelt. Ansonsten sind die Quarzit-reichen Substrate fast immer lehmig und nicht sandig. Im Ober- und Unterboden handelt es sich meist um schwach sandige Lehme (Ls2) seltener auch um schwach tonige Lehme (Lt2). Der Sandgehalt steigt mit der Tiefe meist an, so dass im Untergrund häufiger auch Sandlehme auftreten. Während die Oberböden durchschnittlich um 30 Masse-% Sand enthalten, liegt er in den Untergrundhorizonten bei etwa 40 Masse-%. Entsprechend sinken Ton- und Schluffgehalt meist leicht ab. Bei den lehmigen Böden überwiegt in der Sandfraktion mit durchschnittlich 20 Masse-% immer der Feinsand. Dies ist etwa das Doppelte des Mittelsandes. In etwa 80 % der untersuchten Proben liegt der Grobschluffgehalt etwas über den benachbarten Fraktionen Mittelschluff und Feinsand (siehe Abb. 13).

Nur in den höchsten Lagen, wie um den *Schwarzen Mann*, treten vereinzelt auch sandige Böden auf. Meist handelt es sich dort um einen mittel lehmigen Sand (Sl3). Der Untergrund kann örtlich so Ton-arm sein, dass ein mittel schluffiger Sand (Su3) vorliegt. Die wichtigste Kornfraktion ist in den Sandböden der Feinsand mit einem Anteil von 30 bis 50 Masse-%.



Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)
 ^s(d); ^q (d); pfi; U (^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]



Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)
 pfi; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]

Abb. 12 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
 Daten aus Rheinland-Pfalz

Die Quarzit-reichen Böden im Untersuchungsraum besitzen deutlich höhere Grobschluff- und Feinsandgehalte und sind damit insgesamt feinkörniger als die Böden der ebenfalls aus dem Unterdevon stammenden Quarzite des Hunsrückkamms. Dies ist sicherlich auf die unterschiedliche Matrix der Ausgangsgesteine zurückzuführen.

Wie bei den pelitischen Böden besteht der Grobboden in den Oberböden im Verbreitungsgebiet der Quarzite ebenfalls überwiegend aus Grus. Der Anteil an Steine mit einem Durchmesser von > 63 mm steigt mit der Tiefe meist etwas an und ist in Lösslehm-armen Böden überwiegend etwas höher als bei höherem Lösslehmanteil. Trotz steigendem Steinanteil dominiert in etwa 2/3 der untersuchten quarzitischen Untergrundhorizonte weiterhin der Grus. Nur bei etwa einem Drittel dieser Untergrundhorizonte ist der Steinanteil so hoch, dass bei ihnen von einem Schuttgrus gesprochen wird.

Der Grobbodenanteil (>2 mm) am Gesamtboden liegt in den Lösslehm-armen Quarzit-ober- und -unterböden in der Hälfte der Fälle in der hohen Anteilsklasse (25 - 50 Vol.%). Die übrigen liegen im Oberboden zu gleichen Teilen in den Anteilsklassen 10 - 25 Vol.% und 50 - 75 Vol.%. In den Quarzitböden mit höherem Lösslehmanteil tritt am häufigsten die mittlere Anteilsklasse (10 - 25 Vol.%) auf, womit sie etwas Grobboden-ärmer sind. Mehr als 50 Vol.% Grobboden besitzen sie fast nie.

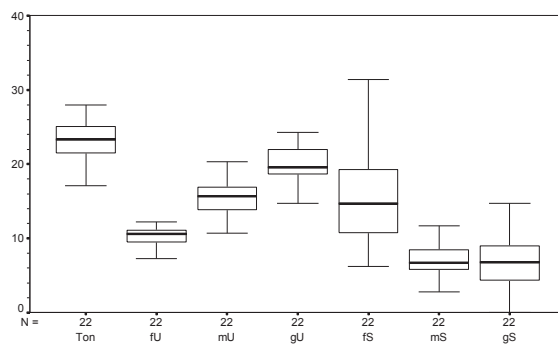
Tendenziell steigt mit der Tiefe nicht nur die Größe der Steine leicht an, sondern auch ihr Anteil am Gesamtboden. Der Grobbodengehalt der Lösslehm-freien Untergrundhorizonte ist je nach Verwitterungsgrad der Quarzite allerdings sehr unterschiedlich. Zum einen gibt es extrem ver-

witterte Schichten, bei denen der Anteil bei <25 Vol.% liegt, zu anderen gibt es örtlich auch Schuttdecken mit einem Grobbodenanteil von >75 Vol.%. Bei der großen Mehrheit der Böden bewegt sich der Grobbodenanteil aber zwischen beiden Extremen.

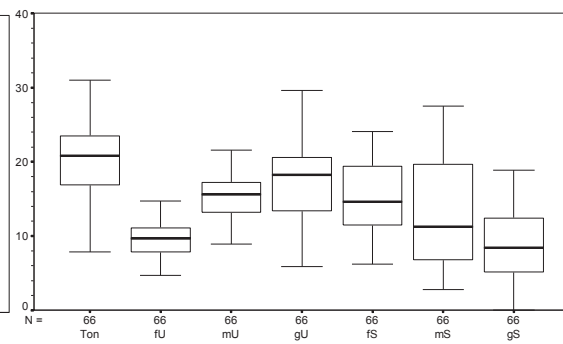
In den Talsohlen der größeren Bäche wie Alfbach und Prüm entstanden während periodischen Überflutungen Auensedimente. Ihre Korngrößenverteilung ähnelt erwartungsgemäß den Sedimenten des Liefergebietes, insbesondere der der Lösslehm-armen Quarzitböden. Etwa die Hälfte der untersuchten

Tab. 12 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)										
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]									Angaben in Masse % <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>	
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	65	20,8	9,7	15,6	18,3	14,0	11,3	8,3	Lehm	Lt2
Unterboden	88	20,4	9,7	14,1	15,7	15,3	15,2	9,2	Lehm	SI4
Untergrund	95	17,7	9,5	14,7	16,3	14,0	12,8	11,2	Lehm	SI4
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]										
Oberboden	153	22,6	10,1	17,3	17,7	11,6	9,9	7,1	Lehm	Ls2
Unterboden	216	22,3	10,4	17,8	19,3	11,0	9,7	6,9	Lehm	Ls2

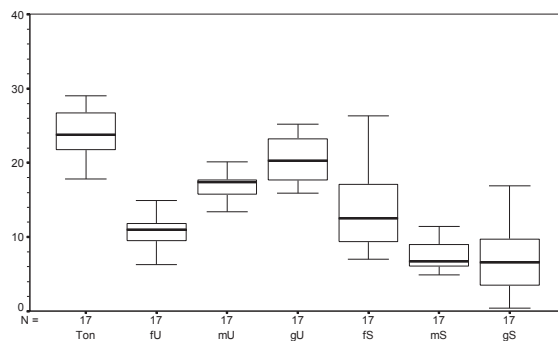


Angaben in Masse %
Daten aus dem Untersuchungsraum Bleialf

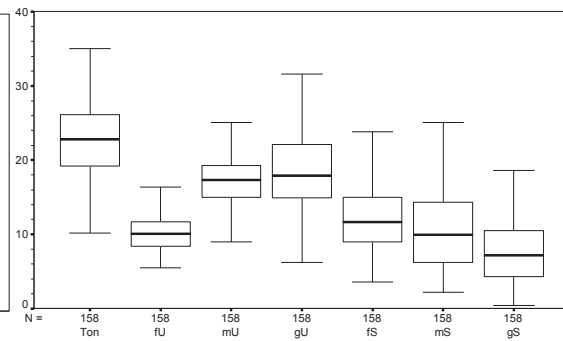


Angaben in Masse %
Daten aus Rheinland-Pfalz

Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)



Angaben in Masse %
Daten aus dem Untersuchungsraum Bleialf



Angaben in Masse %
Daten aus Rheinland-Pfalz

Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)

Abb. 13 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)

Tab. 13 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart im Auenschluff und -lehm

Auenschluff und -lehm										
carbonatfrei (Holozän)										
									Angaben in Masse % Daten aus Rheinland-Pfalz	
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	206	19,2	8,9	14,6	20,1	15,3	11,9	3,4	Lehm	Ls2
Unterboden	201	18,3	10,8	15,4	19,2	14,6	10,9	3,1	Lehm	Ls2

Proben liegt in der Bodenartenhauptgruppe Lehm. Hierbei handelt es sich überwiegend um schwach sandigen Lehm (Ls2) und um Sandlehm (Slu und Sl4). Weitere 40 % sind Tonschluffe und besitzen die Bodenart schluffiger Lehm. Sowohl bei der Bodenartenhauptgruppe Schluff als auch beim Lehm haben die Fraktionen Grobschluff und Feinsand (0,02-0,2 mm) gemeinsam mit etwa 40 bis 60 Masse-% meist den größten Anteil am Feinboden. Der Sandgehalt schwankt von etwa 15 bis fast 50 Masse-% in einem weiten Bereich. Tendenziell nimmt der Sandgehalt mit der Tiefe leicht zu.

Gelegentlich treten Auensedimente mit > 25 Masse-% Ton und > 60 Masse-% Schluff auf, so dass sie schon zu den Schlufftonen gerechnet werden. Sandige Auensedimente wurden im Untersuchungsraum praktisch nicht angetroffen.

Die Auensedimente sind deutlich ärmer an Grobboden als die Substrate im Liefergebiet. Die große Mehrheit enthält weniger als 2 Masse-%. Lediglich bei etwa 10% der Horizonte liegt der Grobbodenanteil (>2 mm) am Gesamtboden in der mittleren (>10 - 25 Vol.%) Anteilsklasse. Der wenige Grobboden liegt in erster Linie in Form von Kies und nur selten als Grus vor.

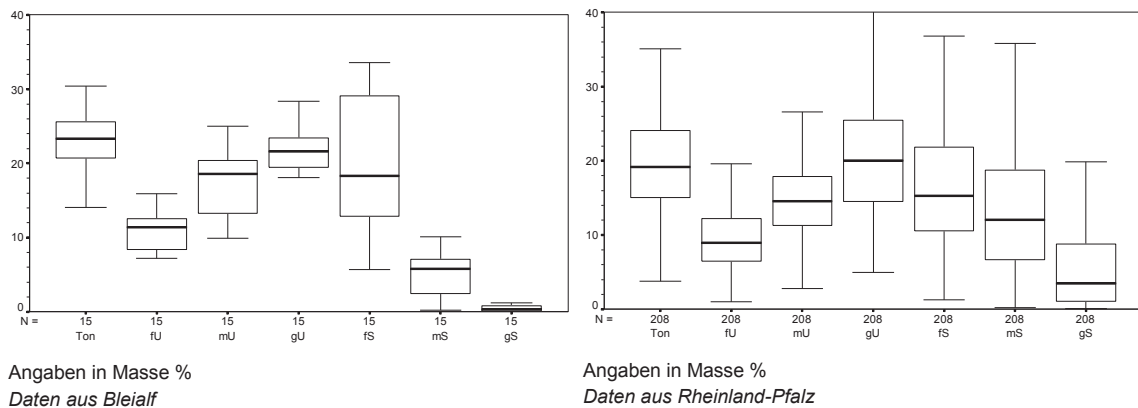


Abb. 14 Korngrößenverteilung in Oberböden der carbonatfreien Auenschluffe und -lehme

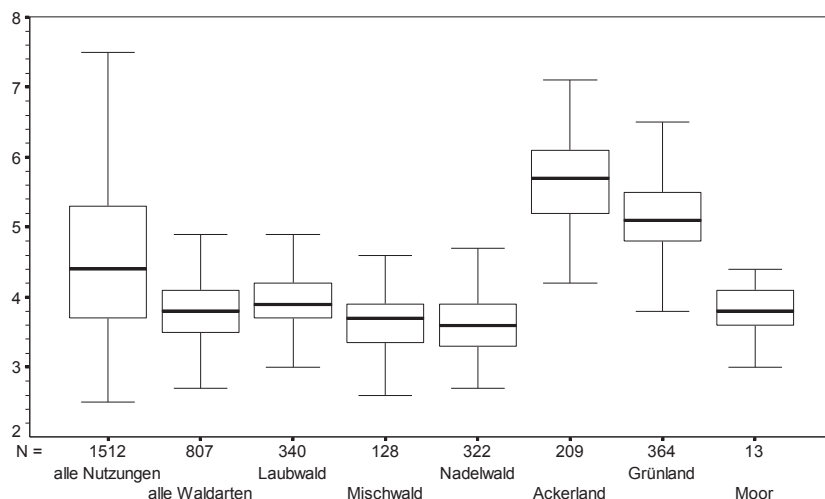
Die Korngrößenzusammensetzung der Substrate im Untersuchungsraum zeigt, dass sie im Wesentlichen aus den Verwitterungsprodukten der devonischen Untergrundgesteine bestehen. Auch der Lösslehm als äolische Fremdkomponente dürfte - wie erwähnt - maßgeblich aus verwehten Verwitterungsbildungen der näheren Umgebung bestehen. Die chemischen Eigenschaften sollten daher in gewisser Beziehung zu den devonischen Gesteinen stehen. Dies ist für die Betrachtung der stofflichen Zusammensetzung der Böden von besonderer Bedeutung.

4.1.2. pH-Wert und Carbonate

In der humiden gemäßigten Klimazone liegt der pH-Wert (Bodenreaktion) der Böden normalerweise im sauren Bereich ($\text{pH} < 7$). 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 ungekalkten Böden in deren obersten Horizonten (organische Auflage und/oder Oberboden) am niedrigsten und steigt mit zunehmender Profiltiefe an. Hinsichtlich einer optimalen Pflanzenernährung bei gleichzeitig geringer Schadstoffmobilisierung ist eine schwach saure Bodenreaktion ($\text{pH} 6-7$) als optimal anzusehen. Viele Standorte wie z.B. Waldböden weisen naturbedingt deutlich niedrigere pH-Werte auf. Jede anthropogen verursachte Veränderung des natürlichen pH-Wertes, sei es ein Anstieg oder ein Absinken, stellt einen Eingriff in ein Ökosystem dar und hat Auswirkungen auf Fauna und Flora.

Bei gleichem Substrat und gleichen klimatischen Bedingungen zeigen Waldböden deutlich niedrigere pH-Werte als landwirtschaftlich genutzte Böden. Zum einen sind bodenverbessernde Maßnahmen in einem Umfang 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 seit etlichen Jahren Waldböden landesweit mit gemahlenem Dolomit gekalkt. Die übliche Aufbringungsmenge für mäßig versauerungsgefährdete Standorte beträgt 3t/ha ($= 300\text{g/m}^2$). Das Calcium-/Magnesium-Carbonat Dolomit wird nur langsam von Säuren angegriffen. Dies ist insbesondere im Wald gewünscht, um extreme Schwankungen der Bodenreaktion zu vermeiden und eine Langzeitwirkung zu erzielen. Zudem wird insbesondere Magnesium als Nährstoff zugeführt.

In carbonatfreien Böden beeinflussen Nutzung und bodenverbessernde Maßnahmen daher die Bodenreaktion stärker als das Substrat. Die substratabhängigen Werte sind infolgedessen ohne Berücksichtigung der Nutzung nicht interpretierbar.



Daten aus Rheinland-Pfalz

Abb. 15 pH-Wert im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

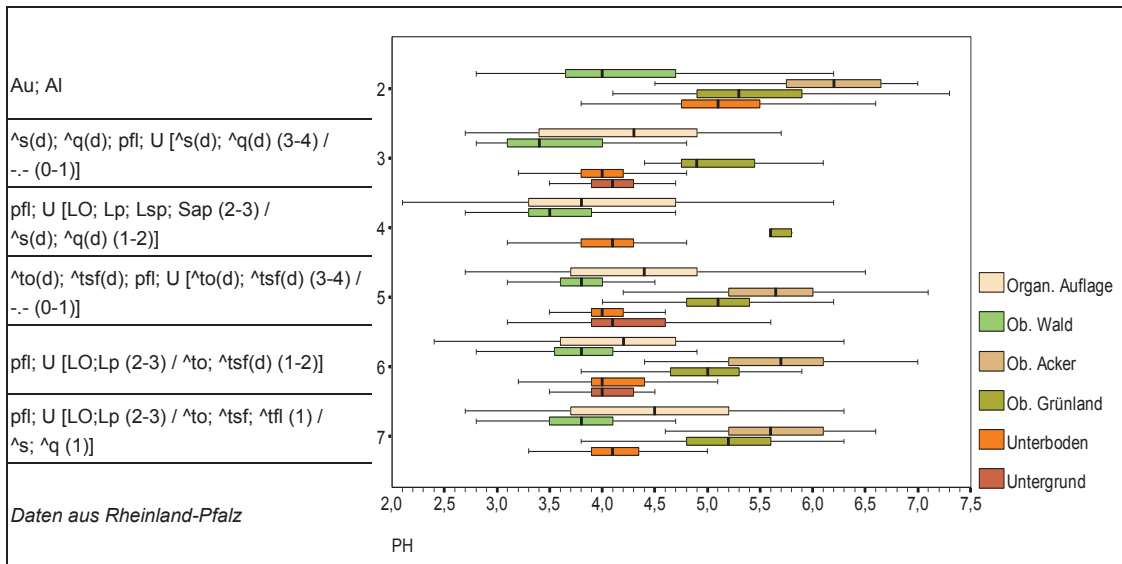


Abb. 16 pH-Wert in Böden

Alle Böden sind im Untersuchungsraum in primär carbonatfreien Substraten entwickelt. Mitteldevonische Karbonatgesteine treten erst unmittelbar östlich des Untersuchungsraums in der Prümer Mulde auf.

Im Wald war etwa jede 7. untersuchte **Humusaufgabe** durch Bodenschutzkalkungen carbonathaltig, wobei die Gehalte bis etwa 4 Masse-% reichen. Auf frisch gekalkten Standorten wurden in anderen Landesteilen schon bis zu 30 Masse-% gefunden. Der Gehalt hängt allein von der Aufbringungsmenge und der Zeitspanne zwischen Kalkung und Beprobung ab. Carbonathaltige Humusaufgaben weisen einen ungewöhnlich hohen pH-Wert von > 5 auf. Entsprechend hoch sind die Calcium- und Magnesium-Gesamtgehalte, die etwa um das 3- bis 5-fache über dem der carbonatfreien Humusaufgaben liegen. Die Waldgebiete sind großräumig gekalkt und diese Maßnahme führt in Humusaufgaben zu stark schwankenden pH-Werten. Im Untersuchungsraum bewegen sie sich gewöhnlich im Bereich zwischen pH 3,2 und 5,2, können selten aber auch bis auf pH 2,7 sinken oder pH 5,6 erreichen. Der mittlere pH-Wert liegt in dieser Schicht im Laubwald bei pH 4,5 und im Nadelwald bei pH 3,9. Diese Werte decken sich gut mit Daten aus anderen Landesteilen. Im Laubwald wurden im Untersuchungsraum Tiefstwerte von pH 3,5 und im Nadelwald von pH 2,7 festgestellt. Bei diesen sehr tiefen pH-Werten befinden sich die Calcium- und Magnesium-Gesamtgehalte auf niedrigem Niveau und erreichen meist nicht mehr als 10% der carbonathaltigen Humusaufgaben. Dass mit zunehmendem Nadelanteil der pH-Wert sinkt, dürfte u.a. mit der verstärkten Bildung organischer Säuren zusammenhängen, die beim Abbau der schlecht zersetzbaren Nadeln entstehen.

Die Kalkung der Wälder beeinflusst vor allem die Bodenreaktion der Organischen Auflage. Die tiefsten pH-Werte sind meist in den **Waldoberböden** also direkt unterhalb der Humusaufgabe zu finden. Besitzt die Humusaufgabe einen pH-Wert $> 3,5$, so liegt die Bodenreaktion im Oberboden im Mittel um etwa 0,7 Einheiten tiefer. Durch den sehr variablen pH-Wert der Humusaufgabe schwankt dieser Wert aber erheblich. In neuerlich gekalkten Waldböden liegt der pH-Wert im Oberboden typisch zwischen 0,5 und

Tab. 14 pH-Wert in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	40	3,5	4,3	4,9	5,2	5,7
Oberboden, Wald	48	3,1	3,5	4,1	4,4	4,8
Oberboden, Grünland	11	4,7	4,9	5,5	6,0	6,1
Unterboden	79	3,8	4,0	4,2	4,4	4,6
Untergrund	82	3,9	4,1	4,3	4,4	4,7
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
Auflage, Wald	111	3,3	3,8	4,8	5,6	6,3
Oberboden, Wald	133	3,3	3,5	3,8	4,2	4,4
Oberboden, Grünland	8	4,8	5,6	5,6	5,6	6,6
Unterboden	205	3,8	4,0	4,2	4,4	4,6
Untergrund	13	3,9	4,3	7,5	7,6	7,7

2 pH-Einheiten tiefer als in ihren Humusauflagen. Bei Humusauflagen mit einem pH-Wert < 3,5 ist anzunehmen, dass sie ungekalkt sind bzw. dass schon seit längerer Zeit nicht mehr gekalkt wurde. Nur dort kann der pH-Wert zum Oberboden hin leicht ansteigen.

Sowohl im Verbreitungsgebiet der Quarzite als auch im Gebiet der Pelite bewegen sich die pH-Werte in den Waldoberböden zwischen 2,9 und 4,7. Im Mittel sind die Quarzit-haltigen Oberböden mit pH 3,5 etwas saurer als die Pelit-haltigen Böden, in denen ein Mittelwert von 3,9 festgestellt wurde. Die Höhe des Lösslehmanteils hat keinen gesicherten Einfluss auf den pH-Wert. Sowohl Mittelwerte als auch Streuung der Werte decken sich weitgehend mit den landesweiten Daten (siehe Tab. 14 und 15).

Etwa 2/3 der untersuchten Waldoberböden werden nach der AG Boden (2005) als sehr stark sauer und weitere 8% als extrem sauer eingestuft. Alle Übrigen sind als stark sauer klassifiziert.

Anders als in den Hochlagen des Hunsrücks ist bei den Oberböden eine Abhängigkeit des pH-Wertes vom Baumbestand nicht zu erkennen. Die Oberböden von Laub- und Nadelwäldern zeigen beim pH-Wert vergleichbare Mittelwerte und Streuung. Im Hunsrück sind hingegen die Oberböden der Nadelwälder mit 0,5 pH-Einheiten signifikant saurer als jene im Laubwald (HAUENSTEIN 2010).

Mit zunehmender Tiefe steigt der pH-Wert in Waldböden geringfügig an und er schwankt zudem weniger als im Oberboden. Sowohl in den Quarzit- wie auch in den Pelit-haltigen **Unterböden** beträgt der Mittelwert pH 4,1. Der pH-Wert schwankt dabei in einem Bereich von pH 3,8 bis 4,2. Die Werte aus dem Untersuchungsraum stimmen sehr gut mit den landesweiten Werten für Böden aus devonischen Quarziten und Peliten überein. Tendenziell sinkt der pH-Wert in den Lösslehm-freien **Untergrundhorizonten** beider Substratgruppen wieder sehr geringfügig um etwa 0,1-0,2 pH-Einheiten ab. Lediglich ein stark saprolithisierter Untergrundhorizont war schwach alkalisch und enthielt Spuren an Carbonaten.

Von wenigen Ausnahmen abgesehen sind trotz Kalkung auch die landwirtschaftlich genutzten Böden carbonatfrei.

Tab. 15 pH-Wert in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	171	3,7	4,4	4,9	5,3	6,5
Oberboden, Wald	172	3,6	3,8	4,0	4,1	4,6
Oberboden, Acker	84	5,2	5,7	6,0	6,6	7,1
Oberboden, Grünland	82	4,8	5,1	5,4	5,6	6,2
Unterboden	236	3,8	4,0	4,1	4,3	4,5
Untergrund	336	3,9	4,1	4,6	5,5	5,7
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
Oberboden, Grünland	103	4,6	5,0	5,3	5,5	5,9
Unterboden	473	3,8	4,0	4,2	4,6	4,7
Untergrund	26	3,9	4,1	6,3	7,6	7,7
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
Auflage, Wald	68	3,7	4,5	5,2	6,0	6,3
Oberboden, Wald	85	3,5	3,8	4,1	4,4	4,7
Oberboden, Acker	13	5,2	5,6	6,1	6,5	6,6
Oberboden, Grünland	38	4,8	5,2	5,6	5,7	6,3
Unterboden	124	3,9	4,0	4,3	4,5	4,9

Ackerbau wird im Untersuchungsraum fast ausschließlich im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite betrieben. In der Mehrheit sind es Lösslehm-arme Substrate. Der Mittelwert beträgt in den Ackerobertböden pH 5,4. Der typische Wertebereich reicht von pH 4,6 bis 5,7 und sie sind durchgängig carbonatfrei. Dies sind für diese Substrate leicht unterdurchschnittliche Werte. Im Hinblick der Ertragsfähigkeit und einer geringen Schadstoffmobilisierung ist eine Kalkung bei pH-Werten < 5 unbedingt zu empfehlen. Dies trifft auf etwa einem Viertel der Ackerböden zu. Auch wenn es sich für diese Nutzung um relativ niedrige pH-Werte handelt, so sind sie für Ackerböden des Rheinischen Schiefergebirges durchaus üblich.

Tab. 16 pH-Wert in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm carbonatfrei (Holozän) <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	114	4,9	5,3	5,9	6,5	7,3
Unterboden	196	4,8	5,1	5,5	6,2	6,4

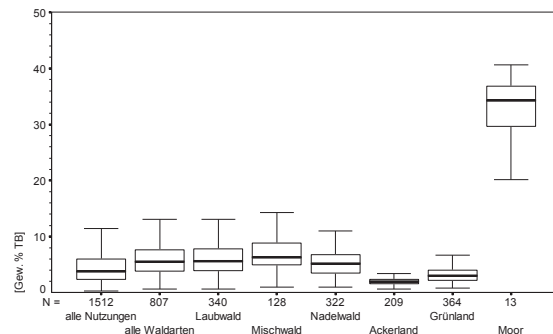
Eine weniger intensive Bewirtschaftung der Grünlandböden führt üblicherweise zu pH-Werten, die zwischen denen der Wald- und Ackerböden liegen. Im Untersuchungsraum jedoch gleicht der Durchschnittswert mit pH 5,3 fast dem der Ackerböden. Die pH-Werte schwanken in den Grünlandböden mit Werten zwischen pH 4,0 und 6,3 jedoch stärker. Unterhalb des obersten Mineralbodenhorizonts verändert sich der pH-Wert in den Grünlandböden meist nur geringfügig. Vereinzelt enthalten sie Spuren an Carbonaten, die jedoch nicht aus dem Substrat stammen, sondern durch Kalkung in die Böden gelangten. Da der pH-Wert von der Nutzung beeinflusst ist, bestehen bei Mittelwert und Streuung auch keine signifikanten Substratunterschiede.

4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff

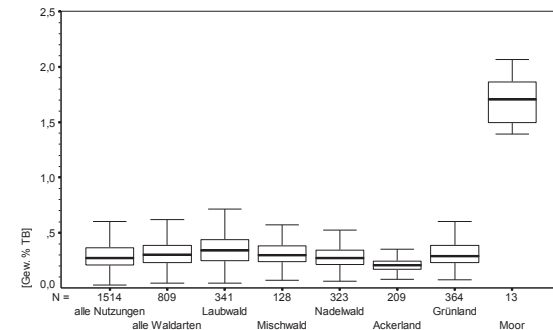
Neben Korngrößenzusammensetzung und pH-Wert kommt dem Gehalt an organischer Substanz und deren Qualität die größte Bedeutung bei der Betrachtung der Elementkonzentrationen in Böden zu. Sowohl Tonminerale als auch organische Kohlenstoffverbindungen (C_{org}) können erhebliche Stoffmengen immobilisieren. Unter der organischen Substanz versteht man die Gesamtheit der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie die bei deren Zersetzung entstehenden Umwandlungsprodukte. Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) nehmen eine Sonderstellung ein, da sie in erster Linie durch biotische Prozesse und nicht wie die meisten Elemente durch die Verwitterung in den Boden gelangen.

Der Gesamtstickstoff (N_{ges}) ist im Oberboden zu ca. 95 % organisch gebunden und relativ immobil. Aussagen zur Stickstoffversorgung der Pflanzen und der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Nitrate können mit der Bestimmung des N_{ges} nicht getroffen werden.

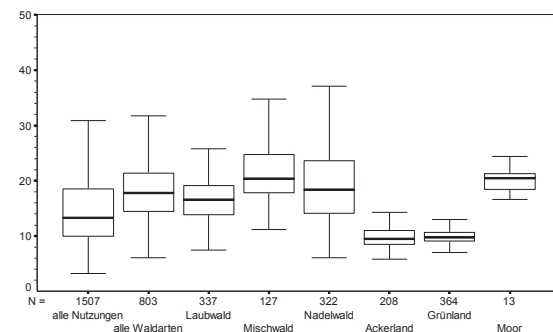
Durch Bildung des C/N-Verhältnisses - dem Quotienten aus C_{org} - und N_{ges} -Gehalt - kann das Maß der biotischen Aktivität und der Huminstoffqualität abgeschätzt werden. Bei gleichem Substrat und gleicher Nutzung deuten niedrige Werte (≤ 15) auf günstige Verhältnisse und ertragreichere Böden hin. Steigt dieser Wert, ist dies ein Indiz für zunehmend ungünstigere biotische Bodenverhältnisse. Bei niedrigem C/N-Verhältnis, d.h. einem hohen



Organischer Kohlenstoff



Gesamt-Stickstoff



C/N-Verhältnis

Abb. 17 Organischer Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und C/N-Verhältnis im Oberboden

Daten aus Rheinland-Pfalz

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).

Die natürliche organische Substanz des Bodens enthält im Mittel 58% C. Durch Multiplikation der in den Tabellen aufgeführten Kohlenstoff-Werte mit dem Faktor 1,724 kann näherungsweise der Humusgehalt des Bodens berechnet werden. Bei Torfen, Anmooren oder der organischen Auflage ist der Faktor 2 (50%) zu verwenden (AG Boden 2005).

Bodenverbessernde Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöhen die Mineralisierung und die Durchmischung mit tieferen (C_{org} -ärmeren) Profilmereichen. Dagegen wird mit der Streu den Waldböden eine erhebliche Menge organischer Stoffe zugeführt. Daher liegen der C_{org} - und entsprechend auch der N_{ges} -Gehalt in landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich niedriger als in Waldböden.

Zu berücksichtigen ist, dass die Probenahme horizontbezogen erfolgt und Waldoberböden eine weit geringere Mächtigkeit als landwirtschaftlich genutzte Böden besitzen. Der oberste Mineralbodenhorizont

Tab. 17 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Organischer Kohlenstoff Angaben in Masse %						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	37	29,6	34,8	36,8	39,3	41,8
Oberboden, Wald	47	4,4	5,2	7,9	10,2	12,8
Oberboden, Grünland	11	2,4	3,1	3,7	4,2	4,5
Unterboden	86	0,4	1,2	2,4	3,7	4,8
Untergrund	85	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6
Stickstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	38	1,38	1,57	1,66	1,73	1,96
Oberboden, Wald	47	0,18	0,31	0,40	0,52	0,71
Oberboden, Grünland	11	0,25	0,30	0,38	0,43	0,44
Unterboden	77	0,07	0,09	0,12	0,16	0,19
Untergrund	83	0,03	0,05	0,07	0,09	0,10
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Organischer Kohlenstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	111	23,9	30,8	37,3	41,9	49,3
Oberboden, Wald	135	4,6	5,8	7,7	9,0	12,0
Oberboden, Grünland	14	2,2	2,6	3,4	4,3	4,3
Unterboden	214	0,7	1,5	2,7	3,5	5,6
Untergrund	12	0,2	0,3	0,7	1,0	1,2
Stickstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	111	1,00	1,28	1,52	1,67	1,88
Oberboden, Wald	131	0,22	0,27	0,34	0,40	0,51
Oberboden, Grünland	14	0,22	0,28	0,34	0,45	0,46
Unterboden	205	0,07	0,10	0,14	0,18	0,24
Untergrund	13	0,04	0,07	0,08	0,11	0,12

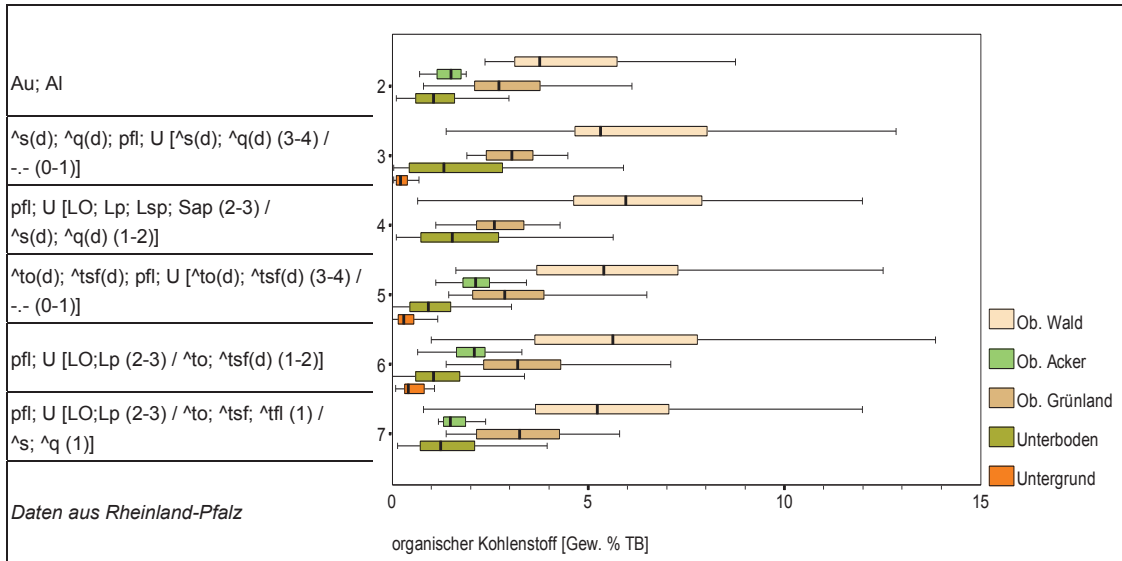


Abb. 18 Organischer Kohlenstoff im Boden

weist im Wald meist eine Mächtigkeit von nur 2 bis 10 cm auf. In Grünlandböden ist dieser Horizont meist zwischen 10 und 20 cm und in Ackerböden um die 30 cm mächtig. Aber auch bei einer tiefenbezogenen Berechnung des Vorrates bleiben Unterschiede zwischen verschiedenen Bodennutzungen.

Das Substrat nimmt indirekt über Nährstoffangebot und physikalische Eigenschaften Einfluss auf den Humusgehalt. Nährstoffarmut, niedrige pH-Werte, ungünstige Durchlüftung und Wasserübersättigung führen zum gehemmten Abbau organischer Substanzen und damit zu einer Akkumulation von Huminstoffen.

Die den Waldböden bedeckende **Humusauflage** weist im Untersuchungsraum übliche Kohlen- und die Stickstoffwerte auf. Der mittlere Kohlenstoffgehalt beträgt 34 Masse-% C_{org} , was einem Humusgehalt von etwa 68 Masse-% entspricht. Typisch ist ein Humusgehalt von 50 bis 80 Masse-%. Der mittlere Gesamtstickstoffgehalt liegt bei 1,6 Masse-% N_{ges} und bewegt sich in einem typischen Bereich von 1,0 bis 1,9 Masse-% N_{ges} . Dies entspricht einem mittleren C/N-Verhältnis von 22 (18 – 26).

Der Baumbestand hat einen relativ geringen Einfluss auf die Werte. Wie allgemein üblich ist das C/N-Verhältnis im Laubwald etwas günstiger. Im Untersuchungsraum steigt in dieser Schicht das mittlere C/N-Verhältnis von 20 im Laubwald auf 23 im Nadelwald. Gleiche Werte wurden auch in den Hochlagen des Hunsrücks gefunden (HAUENSTEIN 2010).

Die Mächtigkeit der Humusauflagen schwankt im Untersuchungsraum mit Werten zwischen 2 und 12 cm erheblich. Tendenziell ist die Humusauflage im Laubwald mit 4 cm etwas geringmächtiger als im Nadelwald. Dies ist im Vergleich zu nährstoffreichen Laubwaldböden ein überdurchschnittlicher Wert. Vermutlich führen hohe Niederschläge von bis zu 1200 mm/a, niedrige Jahrestemperaturen und Nährstoffmangel in dieser Mittelgebirgshochlage zu einem gehemmten biotischen Abbau.

Auch die **Waldoberböden** zeigen im Untersuchungsraum typische Kohlenstoffgehalte. Bei einer mittleren Mächtigkeit von 4 cm enthält der oberste Mineralbodenhorizont durchschnittlich 5,2 Masse-% C_{org} (~9 Masse-% Humus). Der Kohlenstoffgehalt schwankt dabei in einem weiten Bereich von 3 bis

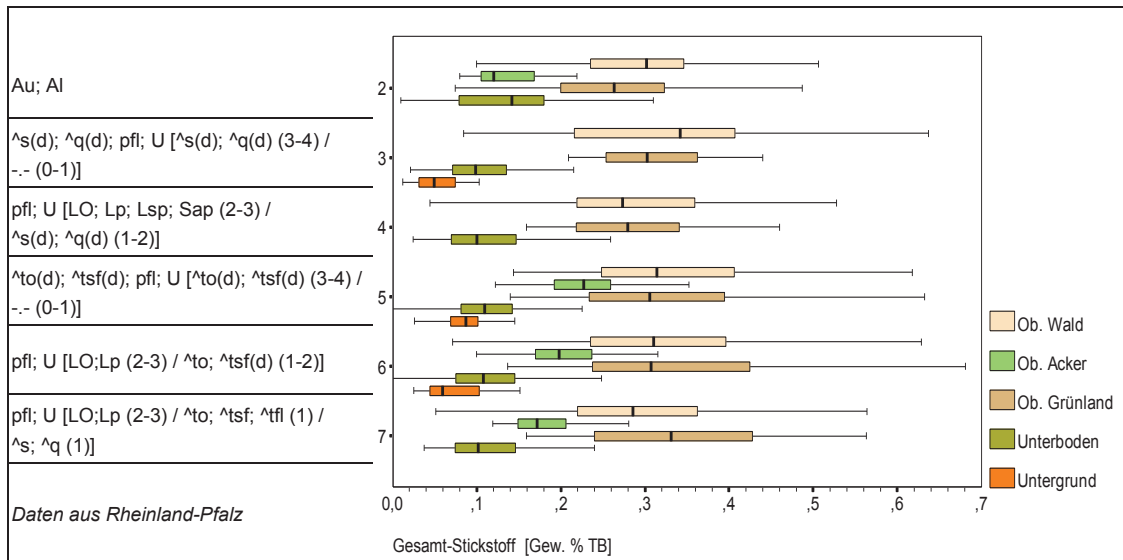


Abb. 19 Gesamt-Stickstoff im Boden

10 Masse-%. Häufig zeigen Waldböden Merkmale einer früheren landwirtschaftlichen Nutzung. Daher folgt dem obersten Mineralbodenhorizont oft ein weiterer Oberbodenhorizont mit einer mittleren Mächtigkeit von 15 cm. In diesem wurden durchschnittlich 2,3 Masse-% C_{org} (~4 Masse-% Humus) festgestellt. Unter der Annahme eines Volumengewichtes von $1,2 \text{ g/cm}^3$ bzw. $1,4 \text{ g/cm}^3$ und eines Grobbodenanteils von 30 Masse-% dürften in den Waldoberböden des Untersuchungsraums ca. zwischen 50 und $100 \text{ t } C_{org}/\text{ha}$ organisch gebunden sein. Die Kohlenstoffvorräte scheinen in quarzitischen Waldoberböden etwas größer als im Verbreitungsgebiet der Pelite zu sein. Möglicherweise führen die schlechtere Nährstoffversorgung der quarzitischen Waldböden und der auf diesem Substrat überdurchschnittliche Nadelwaldanteil zu einem gehemmten biotischen Abbau. Darauf deuten auch die vorgefundenen C/N-Verhältnisse hin (siehe unten).

Da Stickstoff im Boden weitgehend organisch gebunden ist, stehen Schwankungen in unmittelbarem Bezug zu den variierenden C_{org} -Gehalten. Der Mittelwert beträgt 0,32 Masse-% N_{ges} und Werte zwischen 0,1 und 0,6 Masse-% sind typisch. Das mittlere C/N-Verhältnis liegt in pelitischen Waldoberböden mit 15 (12 - 24) günstiger als im Verbreitungsgebiet der Quarzite, wo ein Mittelwert von 18 (14 - 26) beobachtet wurde.

Gerade die pelitischen Waldoberböden, die ehemals landwirtschaftlich genutzt wurden, weisen für Waldböden des Untersuchungsraums besonders günstige C/N-Verhältnisse von 12 bis 14 auf. In den podsoligen (Nadel-)Waldböden des Schneifel-Höhenzugs liegt dieser Index meist über 17, was auf eine mäßige biotische Aktivität und auf eine nur mittlere bis geringe Huminstoffqualität schließen lässt.

Grundsätzlich nimmt der C_{org} -Gehalt in den Waldböden mit der Tiefe deutlich ab und substratbedingte Unterschiede sind nur angedeutet. In einer Tiefe zwischen 20 und 60 cm enthalten die **Unterboden**horizonte des Untersuchungsraums durchschnittlich 0,8 Masse-% C_{org} (~1,4 Masse-% Humus) und 0,08 Masse-% N_{ges} . Typisch sind Werte zwischen 0,5 und 1,5 Masse-% C_{org} sowie 0,05 und 0,14 Masse-% N_{ges} . Dies entspricht einem mittleren C/N-Verhältnis von 10.

Tab. 18 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Organischer Kohlenstoff Angaben in Masse %						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	167	31,0	35,4	39,2	41,8	50,9
Oberboden, Wald	191	3,6	5,4	7,2	9,8	12,5
Oberboden, Acker	83	1,8	2,1	2,5	2,8	3,4
Oberboden, Grünland	81	2,1	2,8	3,9	4,5	6,5
Unterboden	264	0,5	0,9	1,4	2,2	2,7
Untergrund	330	0,1	0,3	0,5	0,7	1,0
Stickstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	166	1,31	1,45	1,65	1,78	2,11
Oberboden, Wald	191	0,25	0,31	0,40	0,52	0,62
Oberboden, Acker	83	0,19	0,23	0,26	0,28	0,36
Oberboden, Grünland	82	0,23	0,31	0,40	0,46	0,63
Unterboden	199	0,08	0,11	0,14	0,17	0,22
Untergrund	210	0,07	0,08	0,10	0,11	0,15
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Organischer Kohlenstoff Angaben in Masse %						
Oberboden, Grünland	99	2,3	3,2	4,2	5,1	6,7
Unterboden	512	0,6	1,0	1,6	2,2	3,0
Untergrund	24	0,3	0,4	0,6	0,9	1,1
Stickstoff Angaben in Masse %						
Oberboden, Grünland	102	0,24	0,31	0,43	0,53	0,68
Unterboden	360	0,07	0,11	0,14	0,19	0,24
Untergrund	18	0,03	0,05	0,09	0,13	0,15
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Organischer Kohlenstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	67	26,6	32,7	37,3	39,9	45,4
Oberboden, Wald	86	3,6	5,2	6,8	8,1	11,0
Oberboden, Acker	12	1,3	1,4	1,8	2,4	2,4
Oberboden, Grünland	37	2,2	3,2	4,1	4,7	5,8
Unterboden	129	0,7	1,1	2,0	2,7	3,8
Stickstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	65	1,22	1,43	1,57	1,67	1,96
Oberboden, Wald	84	0,22	0,28	0,35	0,44	0,53
Oberboden, Acker	13	0,15	0,17	0,22	0,29	0,32
Oberboden, Grünland	38	0,24	0,33	0,43	0,48	0,56
Unterboden	127	0,07	0,10	0,14	0,19	0,24

In den podsolierten Waldböden auf dem Quarzitzug der Schneifel ist es am wahrscheinlichsten, überdurchschnittliche C_{org} -Gehalte in den Unterböden zu finden. Bei der Podsolierung werden u.a. Huminstoffe aus dem Oberboden ausgewaschen und im Unterboden wieder immobilisiert. In solchen Böden kann der C_{org} -Gehalt in der Tiefe wieder ansteigen und Werte über 3 Masse-% C_{org} (~5,2 Masse-% Humus) erreichen.

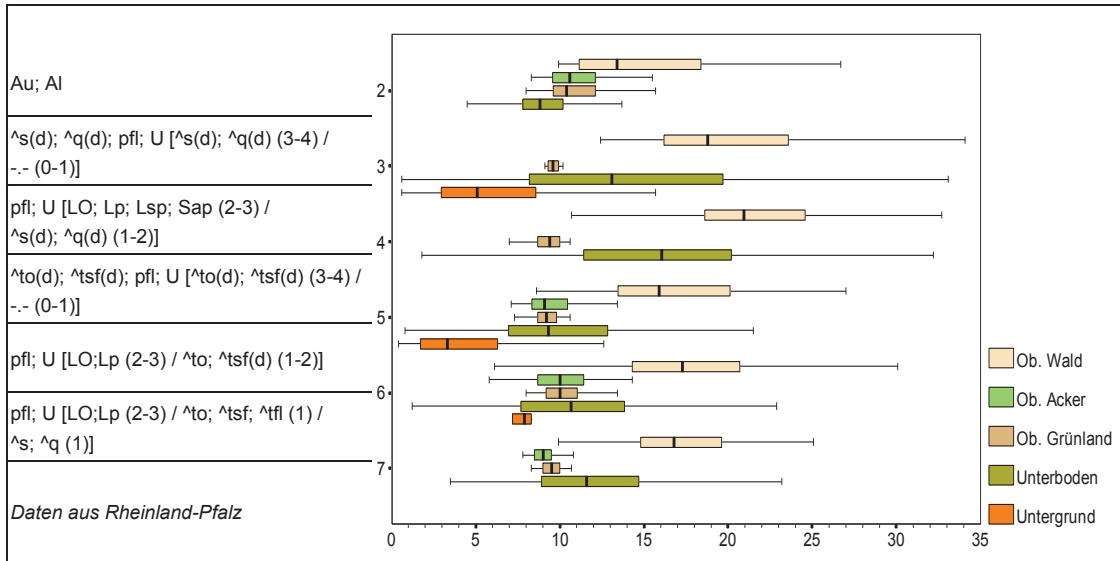


Abb. 20 CN-Verhältnis im Boden

Für die **Untergrund**horizonte sind Gehalte um die 0,1 Masse-% C_{org} und 0,04 Masse-% N_{ges} typisch. Das C/N-Verhältnis wird damit in der Tiefe immer enger, so dass in den tiefen Bodenhorizonten Verhältnisse deutlich unter 10 charakteristisch sind. Dies ist ein Hinweis darauf, dass dort der Anteil anorganischer Stickstoffverbindungen relativ ansteigt.

Aus klimatischen Gründen wird Ackerbau vergleichsweise selten ausgeübt. In den überwiegend pelitischen **Ackerböden** variieren die C_{org}-Gehalte im Oberboden zwischen 1,7 und 3,4 Masse-% (ca. 2,9 - 5,9 Masse-% org. Substanz). Der N_{ges}-Gehalt bewegt sich dabei zwischen 0,19 und 0,36 Masse-%. Daraus ergeben sich günstige C/N-Verhältnisse zwischen 9 und 11. Diese Werte sind landesweit typisch für Lösslehm-arme Ackerböden im Verbreitungsgebiet devonischer Pelite und Schiefer.

Außerhalb der Auengebiete sind die **Grünlandböden** im Untersuchungsraum überwiegend in Pelithaltigen Substraten entwickelt. Ihr oberster Horizont enthält substratunabhängig im Mittel 3,5 Masse-% C_{org} (ca. 6,0 Masse-% org. Substanz) und 0,36 Masse-% N_{ges}. Typisch ist ein Humusgehalt zwischen 2,9 und 5,9 Masse-% und ein N_{ges}-Gehalt zwischen 0,24 und 0,47 Masse-%. In diesem durchschnittlich 10 cm mächtigen Horizont bewegt sich das C/N-Verhältnis immer zwischen 9 und 10, also auf dem günstigen Niveau der Ackeroberböden. Unterhalb dieses Horizonts folgt meist ein weiterer Oberboden-

Tab. 19 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
Organischer Kohlenstoff						
Angaben in Masse %						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	112	2,1	2,7	3,7	4,4	6,1
Unterboden	201	0,6	1,1	1,5	2,0	2,8
Stickstoff						
Angaben in Masse %						
Oberboden, Grünland	109	0,20	0,26	0,32	0,36	0,49
Unterboden	152	0,08	0,14	0,18	0,24	0,31

horizont, der Merkmale einer früheren ackerbaulichen Nutzung aufweist. Er ist mit durchschnittlich 2,1 Masse-% C_{org} (ca. 3,6 Masse-% org. Substanz) humusärmer und etwa im gleichen Verhältnis nimmt auch der mittlere Stickstoffgehalt auf 0,24 Masse-% ab. Das C/N-Verhältnis bleibt damit auf dem günstigen Niveau des darüber liegenden Horizonts.

Die Grünlandböden der Bachauen sind im Untersuchungsraum tendenziell etwas humusärmer. Allerdings schwankt der Humusgehalt deutlicher als in den zuvor beschriebenen Grünlandböden. Im Untersuchungsraum ist der oberste Horizont durchschnittlich 8 cm mächtig. In ihm wurden zwischen 1,7 und 4,8 Masse-% C_{org} (ca. 3 bis 8 Masse-% org. Substanz) gefunden. Der Stickstoffgehalt bewegt sich zwischen 0,22 und 0,49 Masse-%. Das C/N-Verhältnis gleicht anderen landwirtschaftlich genutzten Böden im Untersuchungsraum. Auch in den Auenböden folgt meist ein weiterer humoser Horizont, der im Mittel 1,6 Masse-% C_{org} (ca. 2,8 Masse-% org. Substanz) enthält und vergleichbare C/N-Verhältnisse besitzt.

4.1.4. Kationenaustauschkapazität

Die Fähigkeit des Bodens, an seinen negativ geladenen Oberflächen Kationen reversibel anzulagern, wird als Kationenaustausch (-adsorption) bezeichnet. Derart angelagerte 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 von über 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 (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) 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 werden basische 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.

Bei den meisten Tonmineralen überwiegen permanente Ladungen, d.h. der pH-Wert beeinflusst ihre KAK weit geringer als die der organischen Substanz. Für Böden mit einem hohen Anteil des Tonminerals Illit kann mit der Gleichung: $KAK_{pot} [cmol+/kg] = (0,5 \cdot \text{Ton}) + (0,05 \cdot \text{Schluff})$ (AG Boden 2005) die maximal mögliche KAK (potentielle KAK; KAK_{pot}) des humusfreien Mineralbodens abgeschätzt werden. Für die Oberböden des Untersuchungsraums ergibt die Gleichung für den humusfreien Mineralkörper eine mittlere KAK_{pot} von 15 $cmol+/kg$ (10 - 20 $cmol+/kg$). Rechnerisch beträgt die mittlere KAK_{pot} in den Quarzit-reichen Untergrundhorizonten 13 $cmol+/kg$, in den Pelit-reichen Untergrundhorizonten 17 $cmol+/kg$. Tatsächlich erreicht die gemessene KAK_{pot} in der Regel aber nur 30 bis 70% des theoretischen Wertes. Insbesondere die Quarzit-reichen Untergrundhorizonte liegen mit einer mittleren KAK_{pot} von nur 4 $cmol+/kg$ auf niedrigem, aber für dieses Substrat typischem Niveau. Das ist ein deutlicher Hinweis, dass Tonminerale mit geringer KAK_{pot} wie Kaolinit oder Chlorit vorherrschen. Diese sind

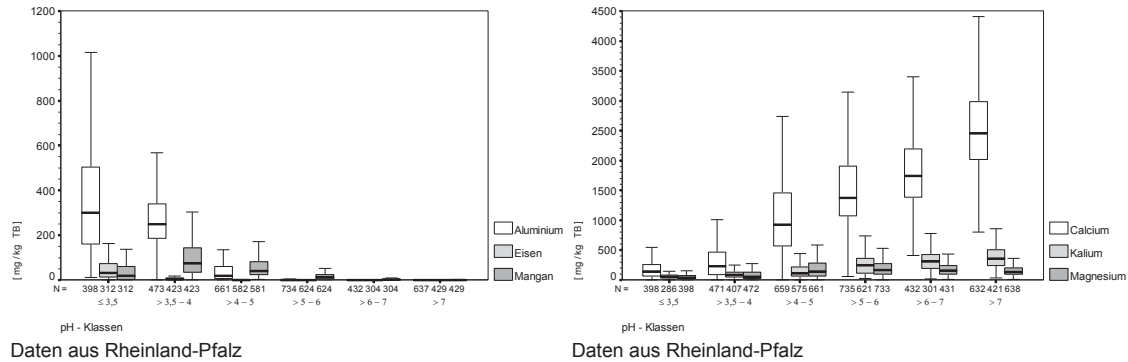


Abb. 21 NH_4NO_3 -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

typische Produkte der langwährenden chemischen Tiefenverwitterung der Gesteine des Mittelgebirgsraums. Anhand der vorliegenden Messungen dürften in den Böden des Untersuchungsraums Tonminerale mit einer vergleichsweise geringen KAK_{pot} von 15 bis 25 cmol^+/kg vorherrschen.

In den überwiegend 3 bis 10 cm mächtigen **Humusauflagen** der Waldböden schwankt die KAK_{pot} typisch zwischen 40 und 100 cmol^+/kg und die Basensättigung zwischen 7 und 65%. Ihre mittlere KAK_{pot} übersteigt mit 63 cmol^+/kg die KAK_{pot} der folgenden Horizonte überwiegend um etwa das 3- bis 5-fache. Aufgrund etwas höherer Humusgehalte liegt die KAK_{pot} in den Humusauflagen der Nadelwälder tendenziell etwas höher als im Laubwald. Bei allen Waldformen wurde eine mittlere KAK_{pot} von 0,9 cmol^+/kg je Masse-% Humus festgestellt, was landesweit typisch für diese Schicht ist.

Die im Wald flächenhaft vorgenommenen Bodenschutzkalkungen führen den Humusauflagen der Waldböden erhebliche Mengen an Calcium und Magnesium zu. Das bei der Kalkung verwendete Dolomitmehl löst sich langsam auf, was die Zusammensetzung des Kationenbelags verändert bzw. zu einer höheren Basensättigung der Humusauflagen führt. Neben der Aufbringungsmenge bestimmt auch die Zeitspanne zwischen Kalkung und Beprobung ganz wesentlich die momentane chemische Situation. Etwa jede 7. Humusaufgabe des Untersuchungsraums enthält noch nicht vollständig gelöste Carbonate. In ihnen liegt die Basensättigung mit 60 bis 70% ungleich höher als in carbonatfreien Humusaufgaben. Sie enthalten mit durchschnittlich 45 $\text{cmol}^+ \text{Ca}_{\text{aust}}/\text{kg}$ und 13 $\text{cmol}^+ \text{Mg}_{\text{aust}}/\text{kg}$ nicht nur wesentlich höhere austauschbare Gehalte, sondern auch die Reserve ist höher. Im Mittel liegen 73% des Gesamtgehaltes von Ca (\emptyset 11.700 mg/kg) und 56% von Mg (\emptyset 3.400 mg/kg) in austauschbarer Form vor.

Die carbonatfreien organischen Auflagen zeigen in Abhängigkeit vom pH-Wert stark schwankende Gehalte an Erdalkalimetallen. Etwa 44% der Humusaufgaben weisen im Untersuchungsraum einen pH-Wert zwischen pH 4 und 5 auf. Weitere 40% sind so sauer, dass ihr pH-Wert unter 4 liegt. Bei letzteren ist anzunehmen, dass Bodenschutzkalkungen schon lange zurückliegen oder dass einzelne möglicherweise noch nie gekalkt wurden.

In der Gruppe der mäßig sauren Humusaufgaben sind im Mittel 57% der Austauschplätze mit basischen Kationen belegt. Dies entspricht einer Summe basischer Kationen (S-Wert) von durchschnittlich 35 cmol^+/kg . Typisch ist eine Basensättigung zwischen 40 und 70%. Selbst innerhalb dieses engen pH-Bereichs ist der unmittelbare Einfluss des pH-Wertes auf die Basensättigung erkennbar. Ca_{aust} hat einen Anteil von 60-80%, Mg_{aust} einen Anteil von 10-35% an den austauschbaren Basen. Bezogen auf den Gesamtgehalt sind 50-95% des Calciums und 30-80% des Magnesiums austauschbar gebunden.

In Humusaufgaben mit einem pH-Wert < 4 erreicht die mittlere Basensättigung nur noch 16% (7 - 31%).

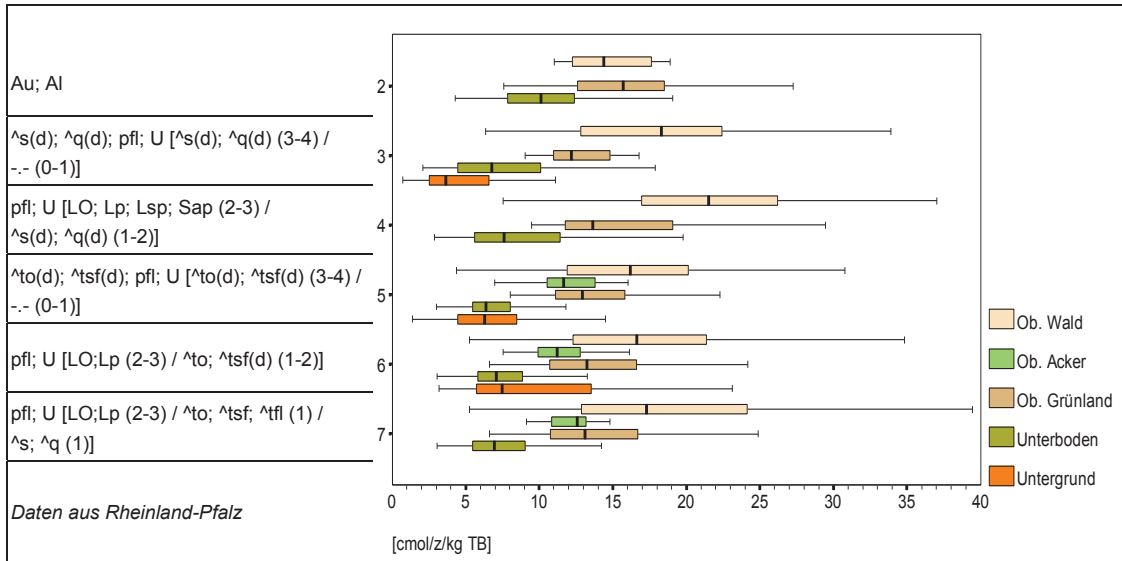


Abb. 22 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Böden

Der S-Wert reicht dann von 4 bis 21 $cmol+/kg$. Auch bei ihnen wird der S-Wert maßgeblich vom Gehalt an Ca_{aust} bestimmt. Der mittlere Gehalt an Ca_{aust} beträgt 6 $cmol+/kg$ (2 - 14 $cmol+/kg$).

In den wenigen extrem versauerten Humusauflagen mit einem pH-Wert < 3 übersteigt die Basensättigung nicht 10%, was einem S-Wert von nur 4 bis 7 $cmol+/kg$ entspricht.

Die Zusammensetzung des Kationenbelags in der Humusauflage ist aufgrund höherer pH-Werte weit günstiger als im mineralischen Waldboden. Ein direkter Vergleich der austauschbaren Basen mit Al, Fe und Mn ist aus analytischen Gründen nicht möglich. Einen Hinweis bieten jedoch die Daten der Ammoniumnitrat-Extraktion, die eine ähnliche Extraktionskraft wie Verfahren zur Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität besitzt. Anders als der Mineralboden enthalten Humusauflagen in der Regel weit mehr Ammoniumnitrat-extrahierbare Basen (Ca_{mob} , Mg_{mob} , K_{mob} , Na_{mob}) als versauernd wirkende Metalle (Al_{mob} , Fe_{mob} , Mn_{mob}). Wichtigstes Element bei den Basen ist Ca gefolgt von Mg. Bis zu einem pH-Wert von 4 ist von den versauernd wirkenden Metallen fast allein Mn nachweisbar. Erst bei tieferen pH-Werten nimmt die Bedeutung von Al stark zu. Damit verhalten sich diese Stoffe ähnlich wie im Mineralboden (siehe Abb. 21). In allen Humusauflagen überwiegen die Basen deutlich. In den mäßig sauren Humusauflagen mit einem pH-Wert zwischen 4 und 5 ist der Basengehalt im Mittel 6-fach höher als der Gehalt an versauernd wirkenden Metallen. Bei tieferen pH-Werten sinkt dieser Faktor auf durchschnittlich 2,5.

Insbesondere in Nährstoff-armen Waldböden haben Humusauflagen eine besondere Bedeutung als Nährstoffspeicher. Allerdings darf ihre Bedeutung aufgrund der geringen Mächtigkeit nicht überschätzt werden.

Der für **Waldböden** charakteristisch hohe Gehalt an organischer Substanz führt zu einer höheren KAK_{pot} als in Oberböden anderen Nutzungsformen. Wie der mineralische Anteil dürfte auch der Humus eine nur unterdurchschnittliche KAK_{pot} besitzen. Schon die hohen C/N-Verhältnisse (siehe 4.1.3) ließen eine vergleichsweise schlechte Humusqualität erwarten. Nach AG Boden (2005) hat die organische Substanz im Mineralboden eine mittlere KAK_{pot} von 2 $cmol+/kg$ je Masse-%. Mit Sicherheit liegt dieser

Tab. 20 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge s(d)$; $\wedge q(d)$; pfl; U [$\wedge s$; $\wedge q(d)$ (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) Angaben in $cmol+/kg$						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	36	57,43	78,34	86,67	97,69	111,73
Oberboden, Wald	43	12,61	17,22	22,27	26,24	33,90
Oberboden, Grünland	10	10,89	12,19	14,08	16,18	16,79
Unterboden	76	4,57	6,78	10,00	12,77	17,88
Untergrund	72	2,55	3,62	6,84	9,53	13,04
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / ($\wedge s$; $\wedge q(d)$ (1-2))						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	75	49,22	67,18	87,93	106,26	141,27
Oberboden, Wald	93	16,21	21,09	25,06	30,74	37,05
Oberboden, Grünland	14	11,79	13,63	19,06	25,35	29,44
Unterboden	173	5,58	7,49	11,04	14,69	18,87
Untergrund	12	5,81	9,08	13,98	14,31	14,87

Wert in den Waldböden des Untersuchungsraums tiefer. Unter der Annahme, dass die KAK_{pot} des mineralischen Anteils je Masse-% Ton 0,15 $cmol+/kg$ und je Masse-% Schluff 0,015 $cmol+/kg$ beträgt (siehe oben), werden die tatsächlich in den Waldböden gemessenen Werte relativ gut getroffen, wenn für den organischen Anteil eine KAK_{pot} von nur 1,4 $cmol+/kg$ je Masse-% Humus eingesetzt wird. Nach dieser Gleichung liegt die mittlere KAK_{pot} der mineralischen Bindungsplätze in den quarzitischen Oberböden bei 3,9 $cmol+/kg$ und in den pelitischen Oberböden bei 4,8 $cmol+/kg$. Der Wertebereich reicht von 3 bis 13 $cmol+/kg$. Dies bedeutet, dass nur 5 bis 10% der gesamten KAK_{pot} in den quarzitischen Waldoberböden auf mineralische Bindungsplätze zurückgeht, während über 90% der KAK_{pot} auf organische Austauschplätze zurückzuführen ist. Im Verbreitungsgebiet der Pelite liegt der mineralische Anteil entsprechend nur wenig höher. Die Höhe der KAK_{pot} ist in Waldoberböden daher maßgeblich von den recht unterschiedlichen Humusgehalten abhängig. Dies erklärt, warum bei diesem Parameter substratbedingte Unterschiede kaum zu erkennen sind. Die leicht höheren Humusgehalte der quarzitischen Waldoberböden führen dazu, dass sie mit durchschnittlich 19 $cmol+/kg$ (9 - 25 $cmol+/kg$) eine etwas höhere KAK_{pot} besitzen als die Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite, bei denen ein Mittelwert von 17 $cmol+/kg$ (10 - 23 $cmol+/kg$) festgestellt wurde. Die Höhe des Lösslehmanteils hat erwartungsgemäß keinen erkennbaren Einfluss.

Etwa 35% der im Projektgebiet untersuchten Waldböden besitzen im obersten Horizont eine Basensättigung von unter 5%, womit sie als sehr basenarm eingestuft werden. Solche äußerst gering versorgte Waldoberböden sind vor allem im Verbreitungsgebiet der Quarzite zu finden. Die mittlere Basensättigung beträgt dort im obersten Horizont nur 4%, was einem durchschnittlichen S-Wert von lediglich 0,7 $cmol+/kg$ entspricht. Insbesondere die podsoliierten Böden unter Nadelwald zeigen dort äußerst geringe Basengehalte. Die pelitischen Waldoberböden besitzen mit einer mittleren Basensättigung von 9% eine etwas günstigere Versorgung. Bei etwa der Hälfte dieser Böden wurde eine Basensättigung

Tab. 21 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)									
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen									
Angaben in cmol+/kg									
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen- sättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+ , Al^{3+})	Calcium	Magne- sium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	36	78,34	36,68	53	32,96	24,09	7,75	1,04	0,08
Oberboden, Wald	43	17,22	2,02	13	12,66	0,63	0,64	0,12	0,01
Oberboden, Grünland	10	12,19	7,72	67	4,20	5,04	1,56	0,44	0,06
Unterboden	76	6,78	0,38	5	2,41	0,13	0,17	0,04	0,01
Untergrund	72	3,62	0,28	11	0,00	0,06	0,09	0,06	0,01
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]									
Auflage, Wald	75	67,18	24,51	46	32,08	16,52	4,86	0,77	0,08
Oberboden, Wald	93	21,09	1,29	6	18,45	0,45	0,56	0,11	0,03
Oberboden, Grünland	14	13,63	10,97	78	2,71	7,68	1,48	0,29	0,07
Unterboden	173	7,49	0,39	4	5,60	0,10	0,11	0,04	0,01
Untergrund	12	9,08	3,72	49	0,28	1,06	0,50	0,13	0,04

von 5 bis 20% vorgefunden, womit sie immerhin als basenarm bewertet werden können. Die Summe austauschbarer Basen beträgt durchschnittlich 1,5 cmol+/kg.

Eine größere Rolle als das Substrat spielt bei der Basensättigung der Oberböden dabei der Baumbestand. Im Laubwald beträgt die mittlere Basensättigung der Oberböden 13%, während sie im Nadelwald nur bei 7% liegt. Vergleichbare Unterschiede wurden auch im Hunsrück beobachtet. Dies dürfte u.a. auf die etwas größeren Mächtigkeiten und auf die höheren Humusgehalte der Nadelwald-Humusaufgaben zurückzuführen sein. Die untersuchten pelitischen Waldböden liegen prozentual häufiger im Laubwald als die quarzitischen Waldböden. Auch dies dürfte ein Grund für die etwas günstigere Basensättigung der pelitischen Waldböden sein.

In dem unterhalb des obersten Mineralbodenhorizonts folgenden deutlich humusärmeren Horizont geht die KAK_{pot} in den quarzitischen Waldböden auf durchschnittlich 7,5 cmol+/kg und im Verbreitungsgebiet der Pelite auf 8,3 cmol+/kg zurück. Zu über 80% beträgt die Summe der austauschbaren Basen in diesem Horizont <1 cmol+/kg. Die mittlere Basensättigung beträgt dort in beiden Substratgruppen 4%.

Ohne Bodenschutzkalkungen wäre die Basenversorgung der Waldböden noch ungünstiger. Zwar beeinflusst diese Maßnahme maßgeblich die Humusaufgaben, aber zumindest bei relativ frisch gekalkten Standorten ist ein positiver Effekt auch im obersten Mineralbodenhorizont festzustellen. Sowohl im Verbreitungsgebiet der Quarzite als auch der Pelite besitzen fast 20% dieser Horizonte eine Basensättigung von > 20%. Ihnen gemeinsam sind Humusaufgaben, die ebenfalls vergleichsweise hohe Basensättigungen und pH-Werte aufweisen. Dies ist in allen Waldformen zu beobachten. Unterhalb dieses im Mittel nur 4 cm mächtigen Horizonts nimmt die Basensättigung bzw. -versorgung aber auch bei diesen Standorten deutlich ab.

In etwa 90% der untersuchten Waldoberböden liegt der pH-Wert unter 4,2. Dies ist der Aluminium-Pufferbereich, bei dem es zu einem Überschuss an austauschbarem Aluminium kommt. Anders als in den

Tab. 22 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})						
						Angaben in cmol+/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	129	51,24	59,18	69,09	80,25	95,63
Oberboden, Wald	155	11,85	15,96	19,91	23,88	30,78
Oberboden, Acker	81	10,46	11,66	13,53	15,23	16,02
Oberboden, Grünland	80	11,07	12,82	15,77	17,64	22,29
Unterboden	230	5,48	6,39	8,00	9,41	11,72
Untergrund	275	4,43	6,27	8,44	10,50	14,27
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Oberboden, Grünland	91	10,66	12,96	16,24	19,26	24,19
Unterboden	437	5,79	6,95	8,46	10,94	12,43
Untergrund	25	5,76	10,09	12,98	14,73	23,11
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Auflage, Wald	56	53,13	65,54	81,07	91,71	109,80
Oberboden, Wald	73	12,81	17,28	23,72	31,00	39,44
Oberboden, Acker	12	10,63	12,47	13,17	14,11	14,79
Oberboden, Grünland	38	10,75	13,12	16,70	19,05	24,90
Unterboden	111	5,36	6,71	8,25	10,32	12,43

Humusaufgaben ist Al mit durchschnittlich 450 mg Al_{mob}/kg das quantitativ wichtigste versauernd wirkende Element. Mn tritt mit im Mittel 98 mg Mn_{mob}/kg weit hinter Al zurück (siehe auch Abb. 21). Die Summe der Ammoniumnitrat-extrahierbare Basen (Ca_{mob} , Mg_{mob} , K_{mob} , Na_{mob}) erreicht in den obersten Mineralbodenhorizont der Nadelwälder im Mittel nur 46% der versauernd wirkenden Metalle (Al_{mob} , Fe_{mob} , Mn_{mob}). Ein Horizont tiefer haben die Ammoniumnitrat-extrahierbare Basen nur noch einen Anteil von etwa 20 - 25%. Dabei sind weder Abhängigkeiten von Substrat oder Baumbestand zu beobachten. Allgemein ist die Zusammensetzung des Kationenbelags in den Waldoberböden des Untersuchungsraums ungünstig. Al, das in hohen Konzentrationen für Pflanzen toxisch sein kann, belegt insbesondere in den Nadelwäldern sicherlich meist einen Großteil der Austauschplätze.

Die bei der KAK_{pot} im Oberboden beobachteten geringen Substratunterschiede bestehen auch in den tieferen Horizonten. Parallel zur starken vertikalen Abnahme des Humusgehaltes nimmt auch die KAK_{pot} rasch ab (siehe Abb. 22). Sowohl im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite als auch der Quarzite bewegt sich die KAK_{pot} im Unterboden zwischen 4 und 7 cmol+/kg. Der Durchschnittswert beträgt in beiden Substratgruppen um 5 cmol+/kg. Die Höhe des Lösslehmanteils hat keinen erkennbaren Einfluss auf KAK_{pot} und Basengehalt.

Die mittlere Summe der austauschbaren Basen beträgt in den Quarzit-haltigen Unterböden nur 0,1 cmol+/kg und bewegt sich typisch zwischen 0,1 und 0,4 cmol+/kg. Dies entspricht einer mittleren Basensättigung von lediglich 2%. Insbesondere die Unterböden der Podsole besitzen eine extrem geringe Versorgung an austauschbaren Basen.

Tab. 23 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)									
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl$ (d); pfl; U [$\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl$] (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen									
Angaben in cmol+/kg									
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen- sättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+, Al^{3+})	Calcium	Magne- sium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	129	59,18	27,07	55	27,28	20,90	4,94	1,28	0,11
Oberboden, Wald	155	15,96	1,65	10	11,90	0,47	0,80	0,15	0,03
Oberboden, Acker	81	11,66	9,51	77	2,48	7,30	0,97	0,83	0,02
Oberboden, Grünland	80	12,82	8,50	70	3,86	6,63	1,33	0,26	0,06
Unterboden	230	6,39	0,86	15	2,86	0,22	0,32	0,05	0,02
Untergrund	275	6,27	2,44	53	0,00	1,00	0,82	0,09	0,02
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ($\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl$) (d) (1-2)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Oberboden, Grünland	91	12,96	8,46	65	4,63	6,58	1,24	0,15	0,05
Unterboden	437	6,95	0,79	14	3,42	0,25	0,43	0,06	0,02
Untergrund	25	10,09	3,64	54	0,68	2,12	0,92	0,12	0,04
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ($\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl$) (d) (1)] / ($\wedge s$ (d); $\wedge q$ (d)) (1)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Auflage, Wald	56	65,54	32,64	56	31,31	23,27	6,31	1,07	0,08
Oberboden, Wald	73	17,28	1,70	11	13,43	0,78	0,58	0,11	0,03
Oberboden, Acker	12	12,47	10,24	81	2,34	7,99	0,74	0,76	0,03
Oberboden, Grünland	38	13,12	9,23	68	4,32	6,27	1,50	0,16	0,06
Unterboden	111	6,71	0,42	5	4,05	0,16	0,13	0,05	0,01

In den Pelit-haltigen Unterböden schwankt die Basensättigung mit Werten zwischen 2 und 40% erheblich. Der S-Wert ist entsprechend variabel und es werden Gehalte zwischen 0,1 cmol+/kg und 4,1 beobachtet. Es scheint, dass gerade die Stau- oder Grundwasser-beeinflussten Horizonte eine überdurchschnittliche Basensättigung besitzen. Ansonsten sind die Bedingungen nur wenig günstiger als in den quarzitischen Unterböden.

In den überwiegend intensiv verwitterten Quarzit-reichen Untergrundhorizonten wurde im Untersuchungsraum eine KAK_{pot} zwischen 2 und 5 cmol+/kg festgestellt. Dies sind landesweit typische Werte für diese Substrate. Der Gehalt an austauschbaren Basen unterschreitet hingegen meist den ohnehin schon geringen landesweiten Durchschnittswert. Der S-Wert beträgt im quarzitischen Untergrund im Mittel lediglich 0,1 cmol+/kg und an keinem Standort wurde ein Wert von > 0,3 cmol+/kg gefunden. Die mittlere Basensättigung beträgt nur 3%. Die quarzitischen Untergrundhorizonte sind daher äußerst basenarm.

Für Pelit-reiche Untergrundhorizonte liegen aus dem Untersuchungsraum nur wenige Daten vor. Die Werte sind so variabel, dass sie kaum interpretierbar sind. Die KAK_{pot} dürfte überwiegend landesweit üblichen Werten entsprechen (siehe Tab. 22 und 23). Die Versorgung mit austauschbaren Basen scheint jedoch unterdurchschnittlich zu sein. Eine Ausnahme bildet ein Standort, in dessen Untergrundhorizonten pH-Werte > 6 sowie Spuren an Carbonaten gefunden wurden. Er weist eine hohe KAK_{pot} von 12 - 14 cmol+/kg auf und ist annähernd vollständig basengesättigt.

Die KAK_{pot} der überwiegend pelitischen **Ackerböden** ist aufgrund vergleichsweise geringer Humusgehalte geringer als bei forstlicher Nutzung. Durchschnittlich beträgt sie im Oberboden 13 cmol+/kg und schwankt typisch zwischen 11 und 19 cmol+/kg. Diese Werte stimmen gut mit den landesweiten Daten für Ackerböden aus devonischen Peliten überein. Trotz leicht unterdurchschnittlicher pH-Werte sind die mittlere Basensättigung mit 75% und der S-Wert mit 10 cmol+/kg ebenfalls charakteristisch für diese Ackerböden. Damit enthalten die Pelit-haltigen Ackeroberböden etwa 10-mal mehr basische Kationen als die pelitischen Waldoberböden. Die Austauschplätze sind zu 40 bis 70% mit Calcium belegt. Mit großem Abstand folgen Magnesium und Kalium.

Die Calcium-Reserven der Ackerböden sind gering, da schon 60 bis 90% des Gesamtgehaltes (Ca_{ges}) austauschbar gebunden sind. Für diese Nutzung ist ein Durchschnittswert von 1.970 mg Ca_{ges} /kg recht wenig. Es besteht ein eindeutiger Zusammenhang zwischen pH-Wert und Ca_{ges} -Gehalt. Beim Magnesium hingegen liegen nur 3 bis 10% des Gesamtgehaltes in austauschbarer Bindung vor. Der mittlere Gesamtgehalt beträgt 3.500 mg Mg_{ges} /kg (2.100 - 6.000 mg Mg_{ges} /kg). Für etwa die Hälfte der untersuchten Ackerböden ist eine Kalkung zu empfehlen.

Von den Auengebieten abgesehen sind die **Grünlandböden** ebenfalls überwiegend in Pelit-haltigen Substraten entwickelt. Die Grünlandböden im Verbreitungsgebiet der Quarzite besitzen annähernd die gleiche KAK_{pot} und Basensättigung, so dass keine signifikanten Substratunterschiede bestehen. Höhere Humusgehalte führen zu einer geringfügig höheren KAK_{pot} als in den Ackerböden. Durchschnittlich beträgt die KAK_{pot} im etwa 10 cm mächtigen obersten Horizont 16 cmol+/kg. Typisch sind Werte zwischen 11 und 21 cmol+/kg. Ähnlich den Ackerböden liegt die mittlere Basensättigung bei günstigen 73% und Calcium belegt ebenfalls 40 bis 70% der gesamten Austauschplätze. Die Basensättigung bewegt sich typisch zwischen 50 und 90%, was einem S-Wert zwischen 5 und 18 cmol+/kg entspricht.

Auch die Ca-Reserven liegen auf dem Niveau der Ackerböden. Bei einem Gesamtgehalt von durchschnittlich 2.110 mg Ca_{ges} /kg sind ebenfalls zwischen 60 und 90% des Ca_{ges} (\varnothing 74%) austauschbar gebunden. Beim Magnesium hingegen liegen nur 3 bis 18% des Gesamtgehaltes in austauschbarer Bindung vor.

Dem obersten Horizont folgt meist ein weiterer Oberbodenhorizont, der Merkmale einer früheren ackerbaulichen Nutzung zeigt. Durch seinen geringeren Humusgehalt geht die mittlere KAK_{pot} auf 12 cmol+/kg zurück. Für diesen Horizont ist eine KAK_{pot} zwischen 9 und 16 cmol+/kg charakteristisch. Die austauschbaren Basen nehmen im gleichen Verhältnis ab (\varnothing 8 cmol+/kg), so dass die mittlere Basensättigung weiterhin 73% beträgt (50 - 85%).

In den als Grünland genutzten Auenböden schwanken KAK_{pot} und der Gehalt austauschbarer Basen deutlich stärker als in den Grünlandböden außerhalb der Auen. Die Auenböden mit einem Tongehalt < 20 Masse-% besitzen oft auch einen vergleichsweise geringen Humusgehalt von < 4 Masse-%. Ihre KAK_{pot} ist dann mit Werten von unter 10 cmol+/kg vergleichsweise gering. Überwiegend sind die Grünlandoberböden im Untersuchungsraum aber toniger und humoser. In ihnen bewegt sich die KAK_{pot} zwischen 10 und 19 cmol+/kg. Auch die pH-Werte schwanken recht deutlich und reichen von 4,1 bis 6,2 (siehe 4.1.2.). Entsprechend variabel ist die Basensättigung. Bei pH-Werten unter 5 ist eine Basensättigung von 40 bis 50% typisch, während bei günstigeren pH-Werten sie in der Regel 70 bis 80% erreicht. Um eine günstige Zusammensetzung des Kationenbelags zu gewährleisten, ist bei pH-Werten unter 5 das Ausbringen von dolomitischem Dünger empfehlenswert.

Die vorgefundenen Werte sind typisch für landwirtschaftlich genutzte Böden aus devonischen Gesteinen.

4.1.5. Nährstoffe

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, wodurch es ein gegenüber Kationen abweichendes pedochemisches Verhalten hat. 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 (K_{lakt} , P_{lakt}). Zur Abschätzung der Mg-Versorgung wird üblicherweise die CaCl_2 -Methode angewendet. In dieser Untersuchung wurde Mg aus der vorhandenen Ammoniumnitratlösung gemessen (Mg_{mob}), deren Extraktionsstärke aber in einer ähnlichen Größenordnung liegen dürfte.

Düngung überdeckt in Acker- und Grünlandböden erwartungsgemäß substratbedingte Unterschiede. Substratunabhängig enthalten die **Ackerböden** im Untersuchungsraum im Mittel 24 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (7 - 59 mg/100g) und 21 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (2 - 50 mg/100g). Böden mit geringer Kaliumversorgung sind häufig auch mit Phosphat unterversorgt. Da Ackerbau im Untersuchungsgebiet klimabedingt nur eine untergeordnete Rolle spielt, liegen für diese Nutzung nur relativ wenige Untersuchungsergebnisse vor. Hinzu kommt, dass die Werte stark schwanken. Daher sind die Ergebnisse zwar statistisch unsicher, zeigen aber einen Trend an.

Die staatliche Pflanzenbauberaterung Rheinland-Pfalz gibt für eine optimale Pflanzenversorgung von Acker- und Grünlandböden einen Phosphat- und Kaliumgehalt von jeweils 12 - 20 mg/100g an (DLR 2007). Da in den Ackerböden des Untersuchungsraums der Steinanteil in der Regel über 30% liegt, ist dieser Wertebereich um jeweils 2 mg/100g anzuheben (DLR 2007). Innerhalb dieser Gehaltsklasse ist lediglich eine Erhaltungsdüngung zum Ausgleich von Ernteentzügen erforderlich.

In knapp 20% der Fälle herrscht ein schwacher K-Mangel vor, während bei über 40% der untersuchten Ackerböden mit ≥ 33 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ ein (meist schwacher) Überschuss festgestellt wurde, so dass bei diesen Böden zeitweise ein Aussetzen der K-Düngung zu empfehlen ist.

Etwas ungünstiger ist die Situation beim Phosphat. Ein Viertel der untersuchten Ackerböden besitzen mit Werten < 6 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ eine deutliche Unterversorgung an diesem Nährstoff, so dass eine erhöhte Düngung erforderlich ist. Auf der anderen Seite wurde ebenfalls bei einem Viertel der Ackerböden Bodengehalte ≥ 33 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ gemessen, womit sie als überversorgt eingestuft werden. Dies sind jene Standorte, die auch die höchsten Kaliumgehalte aufweisen. Mangel wie Überschuss können in allen Substraten auftreten.

Nach DLR (2007) ist für eine optimale Pflanzenversorgung ein verfügbarer Mg-Gehalt in lehmigen Ackerböden mit erhöhtem Steinanteil zwischen 70 und 110 mg/kg anzustreben. Substratunabhängig enthalten sie im Untersuchungsraum durchschnittlich 188 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Typisch sind Werte zwischen 85 und etwa 300 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Bei Konzentrationen > 170 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ gelten Ackerböden als überversorgt, so dass die Düngung vorübergehend ausgesetzt werden sollte. Wie schon der Mittelwert zeigt, ist dies bei der Mehrheit der untersuchten Ackerböden der Fall. An keinem Standort lag ein Mangel vor. Auch im landesweiten Vergleich sind die verfügbaren Mg-Gehalte für Ackerböden aus devonischen

Tab. 24 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) \wedge s(d); \wedge q (d); pfl; U [(\wedge s; \wedge q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat						Angaben in mg P_2O_5 / 100g
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	34	15,0	18,6	24,9	33,6	36,1
Oberboden, Wald	44	1,5	2,6	4,0	5,9	7,0
Oberboden, Grünland	11	5,9	13,5	27,3	33,0	36,5
Unterboden	60	0,3	0,5	1,0	1,7	2,0
Untergrund	17	0,2	0,3	0,5	0,6	0,6
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium						Angaben in mg K_2O / 100g
Auflage, Wald	33	19,5	39,6	58,6	64,8	74,5
Oberboden, Wald	43	2,4	4,3	8,9	12,1	18,2
Oberboden, Grünland	11	7,4	15,7	40,0	44,4	44,5
Unterboden	58	1,0	1,5	2,4	3,2	4,4
Untergrund	18	1,2	1,6	3,0	3,3	4,7
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	35	473	930	1330	2005	2318
Oberboden, Wald	42	38	105	229	318	494
Oberboden, Grünland	11	120	196	221	252	272
Unterboden	66	6	11	30	64	52
Untergrund	60	2	6	40	110	97
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (\wedge s; \wedge q) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat						Angaben in mg P_2O_5 / 100g
Auflage, Wald	89	10,8	16,1	21,7	26,8	31,0
Oberboden, Wald	116	1,5	2,3	4,1	5,0	6,5
Oberboden, Grünland	14	4,6	15,6	26,3	30,0	36,2
Unterboden	139	0,1	0,5	1,0	1,7	2,3
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium						Angaben in mg K_2O / 100g
Auflage, Wald	75	24,8	33,8	46,7	61,3	79,1
Oberboden, Wald	94	3,1	4,5	7,1	9,4	12,8
Oberboden, Grünland	14	6,7	12,6	41,3	47,7	48,7
Unterboden	135	1,2	2,1	3,0	4,3	5,5
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	77	358	665	1539	2171	3299
Oberboden, Wald	91	28	62	146	277	320
Oberboden, Grünland	14	138	195	288	448	501
Unterboden	157	5	11	21	45	46

Gesteinen recht hoch. Dies steht möglicherweise im Zusammenhang mit der intensiven Grünlandnutzung im Untersuchungsraum, bei der erhöhte Magnesiumgaben üblich sind (siehe unten).

Bei mittleren Konzentrationen von 15 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (4 - 49) und 16 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (2 - 38) ist die Nährstoffversorgung der **Grünlandböden** im Untersuchungsraum erwartungsgemäß etwas geringer als in den Ackerböden. Insbesondere für Mähwiesen, bei denen ein ähnlicher Nährstoffbedarf wie beim Anbau

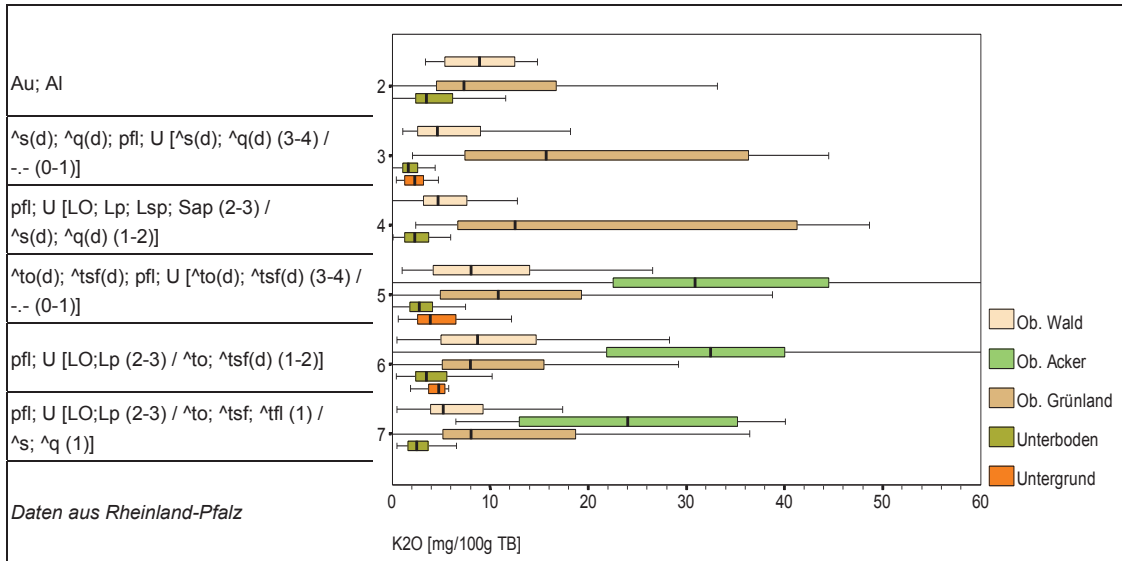


Abb. 23 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Boden

von Hackfrüchten besteht, sollte für eine optimale Versorgung der pflanzenverfügbare Gehalt beider Nährstoffe >14 mg/100g liegen (DLR 2007). Wie es schon die Mittelwerte zeigen, besitzen mehr als die Hälfte der untersuchten Grünlandböden einen höheren Gehalt. Bei etwa jedem 10. Standort sollte die Düngung sogar ausgesetzt werden, da der pflanzenverfügbare Gehalt an Kalium und/oder Phosphat > 33 mg/100g liegt. Jeweils etwa 20% der untersuchten Grünlandböden enthalten weniger als 7 mg/100g pflanzenverfügbares Phosphat oder Kalium, d.h. dies sind Standorte mit mangelhafter Nährstoffversorgung. Bei knapp der Hälfte dieser Standorte herrscht ein Mangel an beiden Nährstoffen vor. Die verfügbaren Mg-Gehalte sind in den außerhalb der Auen liegenden Grünlandoberböden mit durchschnittlich 229 mg Mg_{mob}/kg (75 - 500) erwartungsgemäß höher als in Ackerböden. In den Grünlandoberböden der Auen beträgt der Mittelwert sogar 328 mg Mg_{mob}/kg (175 - 465). Auch in anderen Landesteilen wurden besonders hohe verfügbare Mg-Gehalte insbesondere in als Grünland genutzten Auenböden beobachtet (HAUENSTEIN 2006). Der dem Oberboden folgende Horizont weist bei dieser Nutzung weiter vergleichsweise hohe verfügbare Mg-Gehalte auf. Durchschnittlich enthält er im Untersuchungsraum immer noch 170 mg Mg_{mob}/kg (50 - 300).

In der Landwirtschaft werden gezielt Mg-Dünger zur Vermeidung der Weidetetanie, einer Mg-Mangelerkrankung bei Weidetieren, eingesetzt. Zur Vorbeugung dieses Mangels sollte nach AMBERGER (1996) der verfügbare Mg-Gehalt > 150 mg/kg betragen. Diesen Schwellenwert unterschreiten weniger als 10% aller untersuchten Grünlandoberböden. Die staatliche Pflanzenbauberatung Rheinland-Pfalz gibt für eine optimale Pflanzenversorgung von Grünlandböden mit 70 und 110 mg/kg hingegen den gleichen Wertebereich wie in Ackerböden an. Mangel bzw. eine geringe Versorgung und Überschuss können in allen Substraten vorkommen. Die festgestellten Konzentrationen hängen unmittelbar von der Intensität der Düngung ab.

Im Vergleich mit anderen Untersuchungsgebieten ist insbesondere die Phosphatversorgung in den Grünlandböden überdurchschnittlich gut. Etwas schwächer ausgeprägt gilt dies auch für Kalium und Magnesium. Dies ist ein deutlicher Hinweis auf eine vergleichsweise intensive Nutzung des Grünlands.

Tab. 25 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon)						
(überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)] Daten aus Rheinland-Pfalz						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	156	20,9	31,8	45,4	62,0	81,0
Oberboden, Wald	166	1,8	3,4	4,9	6,8	9,2
Oberboden, Acker	84	14,7	22,2	31,2	43,6	53,0
Oberboden, Grünland	81	4,2	10,5	18,3	26,7	38,1
Unterboden	175	0,1	0,4	0,7	1,2	1,5
Untergrund	159	0,2	0,6	1,1	1,9	2,4
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	135	39,9	60,5	87,9	116,7	142,7
Oberboden, Wald	155	4,1	7,8	13,1	19,5	25,3
Oberboden, Acker	82	22,5	30,9	44,5	56,0	77,4
Oberboden, Grünland	77	4,8	9,1	16,8	25,2	32,3
Unterboden	181	1,8	2,6	3,8	5,1	6,3
Untergrund	148	2,5	3,6	5,2	7,0	9,2
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	134	390	726	1222	1641	2233
Oberboden, Wald	150	26	48	124	210	268
Oberboden, Acker	83	69	93	153	217	278
Oberboden, Grünland	80	118	170	257	330	462
Unterboden	214	8	17	39	87	87
Untergrund	260	15	63	164	259	383
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)] Daten aus Rheinland-Pfalz						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
Auflage, Wald	58	14,8	22,4	31,0	38,2	49,7
Oberboden, Wald	75	1,3	2,2	3,4	4,6	6,4
Oberboden, Acker	13	9,2	16,0	20,1	30,2	36,0
Oberboden, Grünland	38	3,4	10,1	19,7	24,5	36,2
Unterboden	102	0,1	0,3	0,7	1,3	1,5
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	59	31,7	46,3	72,9	94,8	131,7
Oberboden, Wald	72	3,9	5,1	8,8	13,1	15,9
Oberboden, Acker	11	12,0	22,1	32,0	37,2	40,1
Oberboden, Grünland	33	4,8	6,9	11,1	21,2	20,4
Unterboden	101	1,5	2,3	3,4	4,8	6,1
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	58	399	815	1346	1979	2640
Oberboden, Wald	71	33	73	185	302	403
Oberboden, Acker	12	88	106	154	177	178
Oberboden, Grünland	35	108	169	248	295	442
Unterboden	106	8	13	33	61	65

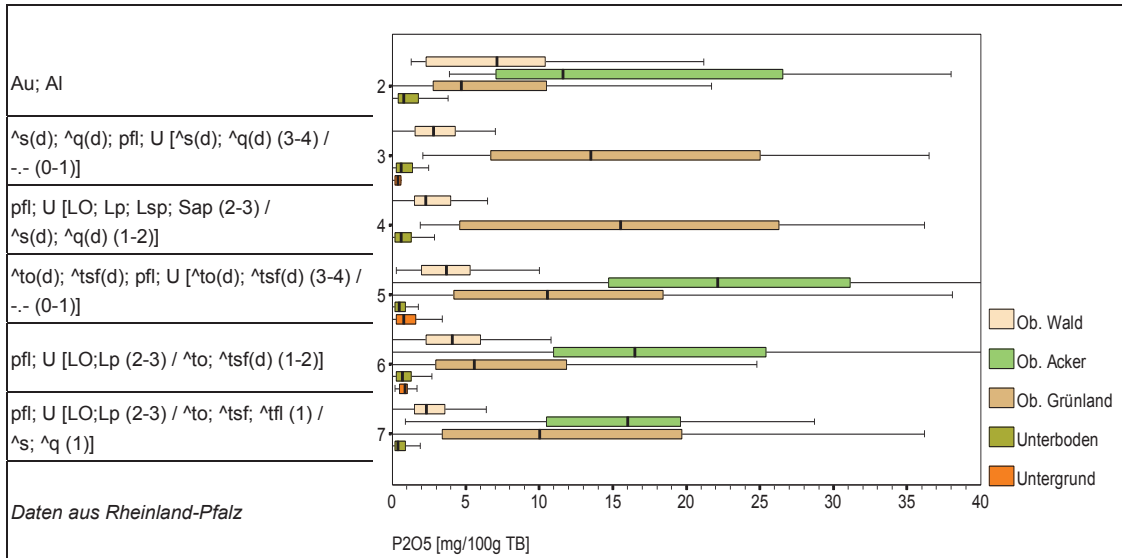


Abb. 24 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Boden

Die höchsten Nährstoffgehalte sind in den **Waldböden** generell in den **Humusauflagen** zu finden. Während der Mineralboden den Nährstoffgehalt der organischen Auflage nicht spürbar beeinflusst, zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit vom Baumbestand. Die Humusauflagen der Laubwälder besitzen höhere Nährstoffgehalte als die der Nadelwälder. Im Untersuchungsraum wurde in den Auflagen der Laubwälder eine mittlere Versorgung von 74 mg $K_2O/100g$ (31 - 120 mg/100g) und 39 mg $P_2O_5/100g$ (18 - 70) festgestellt. Im Nadelwald liegen diese Werte bei nur 41 mg $K_2O/100g$ (18 - 80) bzw. 26 mg $P_2O_5/100g$ (15 - 50). Die Durchschnittsgehalte der Humusauflagen befinden sich damit im Bereich der landesweiten Mittelwerte.

Die Humusauflagen des Untersuchungsraums weisen hinsichtlich Mittelwert und Streuung landesweit übliche Mg-Gehalte auf. Die mittlere Mg-Versorgung beträgt in den Humusauflagen der Laubwälder 858 mg Mg_{mob}/kg (325 – 1.700). Im Nadelwald sind es im Mittel 534 mg Mg_{mob}/kg (70 – 2.100). Deutlich erhöhte Mg-Gehalte treffen immer mit überdurchschnittlichen pH-Werten zusammen. Dies ist direkt auf die Bodenschutzkalkungen zurückzuführen und zeigt nicht die natürliche Ausstattung an diesem Nährstoff.

Der Mg-Gesamtvorrat der Humusauflagen schwankt um den Mittelwert von ca. 500 kg Mg_{ges}/ha ebenfalls extrem. Für die Humusauflagen des Untersuchungsraums wurden Werte zwischen 160 und etwa 1.300 kg Mg_{ges}/ha berechnet.

Bei einer mittleren Mächtigkeit von 4 cm enthält der oberste Mineralbodenhorizont der **Waldoberböden** generell deutlich geringere Nährstoffgehalte als die Humusauflagen. Unabhängig von Substrat und Baumbestand weist dieser Horizont einen mittleren pflanzenverfügbaren Gehalt von 6 mg $K_2O/100g$ (2 - 18) und 3 mg $P_2O_5/100g$ (0,7 - 7) auf. Diese Werte liegen im üblichen Wertebereich für Waldoberböden aus devonischen Quarziten und Peliten. Wie bei den Humusauflagen ist die Kaliumversorgung in den Oberböden der Laubwälder höher als im Nadelwald. Beim Phosphorgehalt ist eine Abhängigkeit vom Baumbestand hingegen nicht zu erkennen. Eine signifikante Abhängigkeit des Nährstoffgehaltes vom Substrat besteht ebenfalls nicht. Die geringfügig bessere Kaliumversorgung der pelitischen Waldoberböden ist im Wesentlichen auf den höheren Laubwaldanteil in dieser Substratgruppe zurückzuführen.

Auch der verfügbare Magnesiumgehalt nimmt unterhalb der Humusaufgabe deutlich ab. Im Untersuchungsraum enthalten die Oberböden der Laubwälder durchschnittlich 90 mg Mg_{mob}/kg (40 - 260) und im Nadelwald sind es im Mittel 54 mg Mg_{mob}/kg (14 - 250). Mittelwert wie auch die erhebliche Streuung der Gehalte entsprechen in etwa den landesweit üblichen Werten für Waldoberböden. Wie in den Humusaufgaben führen die Bodenschutzkalkungen auch im Oberboden zu einer erheblichen Variabilität der Mg_{mob} -Gehalte, so dass diese erforderliche Maßnahme natürliche Zusammenhänge fast vollständig überdeckt. Die starke Streuung der Messwerte führt zu einer eingeschränkten Aussagekraft der Mittelwerte.

Mit der Tiefe sinken die Nährstoffgehalte weiter rasch ab. Unter dem obersten Mineralbodenhorizont folgt in einer Tiefe von 4 - 6 cm meist ein weiterer Oberbodenhorizont. Dieser enthält im Mittel nur noch 2 mg $K_2O/100g$ (1 - 5) und 1 mg $P_2O_5/100g$ (0,4 - 2). Auch das verfügbare Magnesium fällt auf einen Gehalt von durchschnittlich 21 mg Mg_{mob}/kg (6 - 81). Anders als im darüberliegenden Horizont ist eine Abhängigkeit vom Baumbestand nicht mehr zu beobachten. Die Bodenschutzkalkungen haben offensichtlich die tiefer liegenden Horizonte und Schichten der Waldböden noch nicht erreicht.

In **Unterböden und -grund** stehen nur noch wenige Nährstoffe zur Verfügung. In den Unterböden der Wälder sind im Untersuchungsraum durchschnittlich lediglich 0,2 mg $P_2O_5/100g$ (<0,1 - 1) vorhanden. Auch das pflanzenverfügbare Kalium geht auf niedrige Gehalte von durchschnittlich 2 mg $K_2O/100g$ (1 - 4) zurück. Solch geringe Konzentrationen sind aber durchaus typisch für Waldböden aus stark verwitterten devonischen Gesteinen. Eine Abhängigkeit vom Substrat ist nicht festzustellen.

Der verfügbare Mg_{mob} -Gehalt geht ebenfalls mit der Tiefe auf sehr geringe Werte zurück. Anders als in den oberen Horizonten der Waldböden hängt der Gehalt deutlich vom Substrat ab. Die quarzitischen Böden enthalten im Unterboden durchschnittlich nur 2 mg Mg_{mob}/kg (1 - 20). In den tiefsten Bereichen der Böden lag der Mobilgehalt sogar immer unter 2 mg Mg_{mob}/kg . Etwas günstiger sind die pelitischen Waldböden mit Magnesium versorgt. Der mittlere Mobilgehalt beträgt in deren Unterböden 12 mg Mg_{mob}/kg (5 - 50). Auch wenn die Versorgung an diesem Nährstoff dort etwas günstiger ist, so sind dies dennoch sehr niedrige Werte für Böden aus devonischen Peliten und Schiefer.

Vergleichsweise hohe Mg_{mob} -Gehalte von > 50 mg Mg_{mob}/kg finden sich nur in Stau- oder Grundwasserbeeinflussten Horizonten. Dies ist bei allen im Untersuchungsraum vorkommenden Substraten zu beobachten.

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/cm³.

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. 26), 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 Biokreislauf, 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 kleinfächig in Gebieten mit lithogenen Anomalien (z.B. ausstreichende Erzgänge).

Tab. 26 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)

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 - 1.500	0,01 - 0,1
Cu	1 - 20	60	200 - 400	0,1 - 1
Hg	0,01 - 1	1	10 - 1.000	0,01 - 0,1
Ni	2 - 50	50	200 - 2.000	0,1 - 1
Pb	0,1 - 20	100	500 - 1.500	0,01 - 0,1
Zn	3 - 50	*200/150	500 - 5.000	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 (1992)

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 Böden in Folge von Überschwemmungsereignissen zu nennen.

Bewertungsgrundlagen

Die Bewertung der Bodeninhaltsstoffe hinsichtlich gesetzlicher Regelungen erfolgt in den Beiträgen zu den einzelnen untersuchten Stoffen (4.2.ff).

Tab. 27 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.

Das Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) wurde 1998 verabschiedet. Ein Jahr später folgte das untergesetzliche Regelwerk, die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999). Die BBodSchV legt neben den Anforderungen an das gesamte Untersuchungsverfahren (Probennahme, Untersuchungsverfahren, etc.) vor allem Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte für Bodenelemente 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 einem gewissen Maß durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion die geogenen Grundgehalte bzw. die elementspezifische Mobilität (siehe Tab. XX). Allerdings ist der Anwendungsbereich auf Böden mit einem Humusgehalt von ≤ 8 Gew.% eingeschränkt, womit sie in Waldoberböden häufig nicht anwendbar sind.

Für Arsen gibt die BBodSchV kein Vorsorgewert an. Zur Bewertung wurde hier der strengste Sanierungswert des Merkblattes **ALEX-02** (1997) 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).

Die Prüfwerte der BBodSchV beziehen sich hingegen auf den Wirkungspfad und wurden „gefahrenbezogen“ abgeleitet. Werden die in Tab. 28 aufgeführten Werte überschritten, ist eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.

Tab. 28 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	Quecksilber	Zink
Kinderspielflächen	25	200	10*	200	-	70	10	-
Wohngebiete	50	400	20*	400	-	140	20	-
Park- u. Freizeitanlagen	125	1.000	50	1.000	-	350	50	-
Industrie- und Gewerbegrundstücke	140	2.000	60	1.000	-	900	80	-

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

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 Bodennutzungsformen ist die Applikation von Klärschlamm verboten. Neben diesen grundsätzlichen Einschränkungen sind in der AbfKlärV (1992) weitere Aufbringungsverbote und Beschränkungen erlassen.

Tab. 29 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Acker-Oberböden des Untersuchungsraums

Element	Grenzwert in mg/kg	< Grenzwert		≥ Grenzwert		Σ
		Anzahl	%	Anzahl	%	
Arsen	20*	15	100	0	0	15
Blei	100	14	93	1	7	15
Cadmium	1,0	14	93	1	7	15
	1,5	-	-	-	-	-
Chrom	100	15	100	0	0	15
Kupfer	60	15	100	0	0	15
Nickel	50	15	100	0	0	15
Quecksilber	1	15	100	0	0	15
Zink	150	15	100	0	0	15
	200	-	-	-	-	-

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

4.2.1. Arsen

Der Arsen-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; As_{ges}) steht in sedimentären Gesteinen in signifikanter Beziehung zum Ton- und Eisengehalt. Daher nehmen die As_{ges} -Gehalte mit dem Anstieg dieser Parameter meist zu (siehe Abb. 25). In weiten Teilen des Untersuchungsraums herrschen lehmige Substrate mit Tongehalten zwischen 22 und 30 Masse-% vor. Der mittlere Eisengehalt beträgt 3,1 Masse-% und die Gehalte bewegen sich typisch zwischen 2,2 und 3,9 Masse-%. Daher sind ohne spezielle Faktoren - wie z.B. Vererzungen - großräumig Gehalte von 8 bis 15 mg As_{ges} /kg zu erwarten.

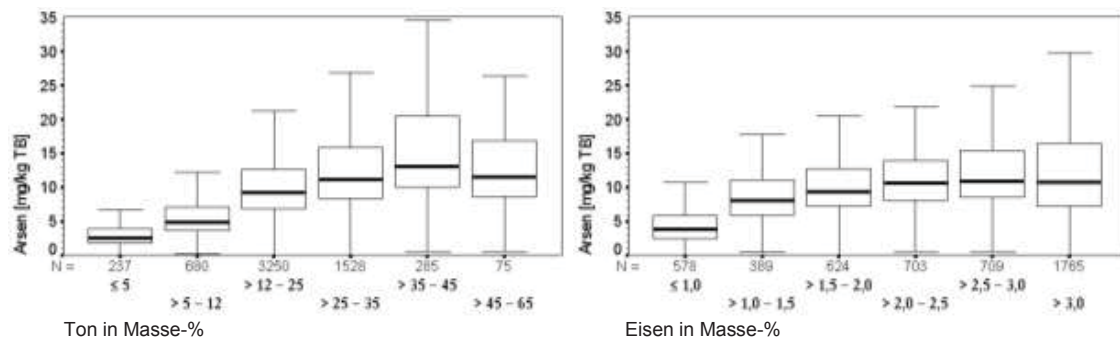


Abb. 25 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Unterboden und -grundhorizonte der Sandsteine, zu denen i.w.S. auch die Quarzite zählen, enthalten nach einer bundesweiten Studie durchschnittlich 3 bis 5 mg As_{ges} /kg und die der Tonsteine 9 bis 10 mg As_{ges} /kg (UTERMANN et al. 2008). Das 90. Perzentil bewegt sich in den Horizonten aus Sandsteinen zwischen 13 und 16 mg As_{ges} /kg und bei jenen aus Tonsteinen zwischen 20 und 23 mg As_{ges} /kg. Dies ist ein ähnliches Konzentrationsniveau, wie es in Rheinland-Pfalz festgestellt wurde.

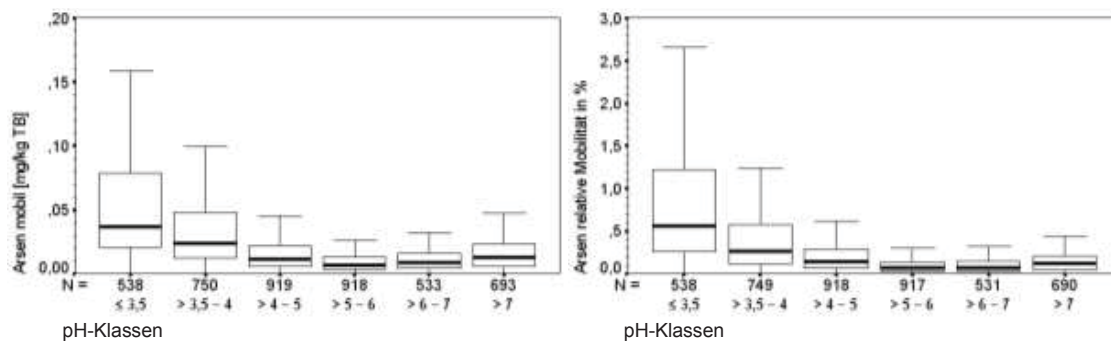


Abb. 26 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

In den Böden der devonischen Schluff- und Tonsteine (Pelite) sind daher höhere As_{ges} -Gehalte als in den Böden der Quarzite bzw. quarzitischer Sandsteine zu erwarten. Die mittleren As_{ges} -Gehalte der Oberböden liegen allerdings in allen Substraten im Untersuchungsraum um die 10 mg As_{ges} /kg. Böden, die diesen Wert leicht unter- oder überschreiten, sind gleichmäßig verteilt im gesamten Untersuchungsraum zu finden. Lediglich im Südosten ist eine leichte Häufung von Böden mit Gehalten über 20 mg As_{ges} /kg zu beobachten (siehe Kartenanlage). Selbst die Lösslehm-freien Böden im Verbreitungsgebiet der devonischen Quarzite sind allerdings weit lehmiger bzw. Ton-reicher als es die sandige Grundmatrix des Ausgangsgesteins vermuten lässt (siehe 4.1.1.). Daher passen die geringen Unterschiede im As_{ges} -Gehalt der quarzitischeren und Schiefer-reichen Böden durchaus zur oben beschriebenen Abhängigkeit vom Ton- und Eisengehalt.

Der leicht mobilisierbare Anteil (NH_4NO_3 -extrahierbar; As_{mob}) wird in erster Linie vom pH-Wert gesteuert. Ein progressiver Anstieg des Mobilgehaltes ist erst bei pH-Werten < 4, wie sie für Waldböden typisch sind, zu erwarten (siehe Abb. 26). Da die Nutzung direkt den pH-Wert beeinflusst, wirkt sie indirekt auch auf den Mobilgehalt.

Bei einem Mittelwert von 4 mg As_{ges} /kg bewegen sich die Gehalte in den **Humusaufgaben** der **Waldböden** im Untersuchungsraum in einem typischen Bereich von 1 bis 10 mg As_{ges} /kg. Annähernd alle untersuchten Humusaufgaben enthalten deutlich weniger As_{ges} als der folgende Mineralboden. Durchschnittlich steigt der Gesamtgehalt zum Oberboden um 9 mg As_{ges} /kg (2 - 20) an. Humusaufgaben bestehen nicht ausschließlich aus organischer Substanz, sondern enthalten auch eingemischte mineralische Komponenten. Diese haben einen Anteil von 15 bis 40 Masse-%, wodurch der Mineralboden die As_{ges} -Konzentration der Humusaufgabe zumindest indirekt beeinflusst. Die Baumart hat keinen Einfluss auf den As_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe.

Da Bodenschutzkalkungen in den Humusaufgaben zu sehr unterschiedlichen pH-Werten führen, sind die Mobilgehalte ebenfalls recht variabel. Im Mittel liegt der Mobilgehalt bei 0,03 mg As_{mob} /kg und die Werte reichen allgemein von 0,01 bis 0,15 mg As_{mob} /kg. Üblicherweise liegen 0,4-2,7% (Mittel 0,8%) des Gesamtgehaltes in mobiler Form vor. In stark sauren Auflagen (< pH 3) und somit vermutlich ungekalkten Waldböden liegt der Mobilanteil am Gesamtgehalt im Mittel fast 3-mal so hoch. Anders als in Humusaufgaben mit höherem pH-Wert sind die höchsten As_{mob} -Gehalte im gesamten Bodenprofil dann in der Regel in der organischen Auflage zu finden. Obwohl der pH-Wert in den Humusaufgaben meist

Tab. 30 Arsen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	38	2	4	6	10	11
Oberboden, Wald	43	6	9	12	15	18
Oberboden, Grünland	11	6	6	10	11	12
Unterboden	78	3	5	9	12	18
Untergrund	82	4	8	16	22	33
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	32	0,015	0,030	0,053	0,103	0,093
Oberboden, Wald	41	0,019	0,038	0,083	0,121	0,154
Oberboden, Grünland	9	0,005	0,011	0,013	0,016	0,016
Unterboden	66	0,007	0,015	0,028	0,048	0,058
Untergrund	60	0,002	0,006	0,016	0,031	0,035
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	108	4	6	10	15	19
Oberboden, Wald	132	6	9	13	18	23
Oberboden, Grünland	11	7	9	10	10	11
Unterboden	197	4	6	10	15	18
Untergrund	13	7	12	28	46	54
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	75	0,031	0,065	0,109	0,155	0,220
Oberboden, Wald	90	0,022	0,049	0,082	0,126	0,171
Oberboden, Grünland	13	0,002	0,008	0,012	0,020	0,022
Unterboden	156	0,006	0,012	0,020	0,039	0,039
Untergrund	10	0,005	0,006	0,135	0,238	0,244

höher als im Mineralboden und der Gesamtgehalt überwiegend gering ist, besitzen immerhin 25% der Humusaufgaben einen höheren Mobilgehalt als der folgende Mineralboden. Dies ist auch auf die geringere Affinität des As auf organische Bindungsformen zurückzuführen.

Die **Waldoberböden** weisen im Untersuchungsraum recht einheitliche Gesamtgehalte auf. Signifikante Substratunterschiede bestehen nicht. Die quarzitischen Waldoberböden enthalten im Mittel 11 mg As_{ges}/kg (8 - 20). Mit durchschnittlich 12 mg As_{ges}/kg (7 - 20) wurden für die Pelit-haltigen Waldoberböden annähernd die gleichen Werte gefunden. Die Gesamtgehalte der quarzitischen Waldoberböden sind im Vergleich mit den landesweiten Werten leicht überdurchschnittlich (siehe Tab. 30). Gehalte über 20 mg As_{ges}/kg treten aber nur räumlich begrenzt auf (siehe unten).

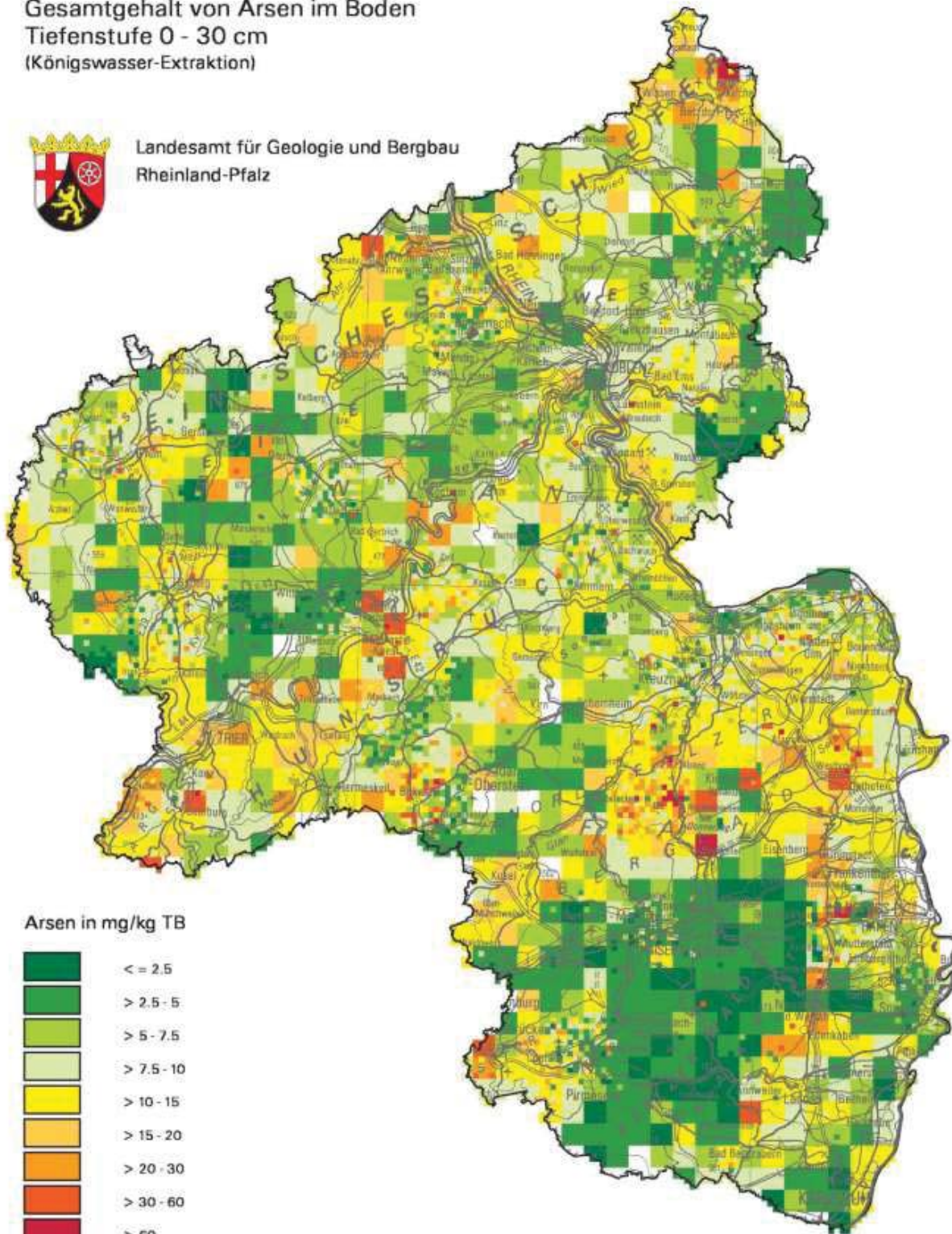
Maßgeblich wird die Höhe des Mobilgehaltes vom pH-Wert und nicht vom Substrat bzw. Gesamtgehalt gesteuert. Da der pH-Wert in quarzitischen Waldoberböden durchschnittlich um 0,4 Einheiten saurer als in pelitischen Waldoberböden ist, sind substratabhängige Unterschiede beim Mobilgehalt zu beobach-

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

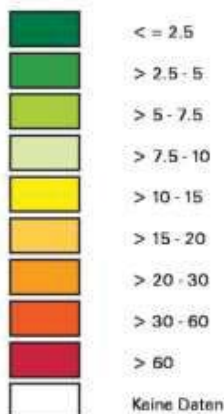
Gesamtgehalt von Arsen im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Arsen in mg/kg TB



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



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

ten. Bei durchschnittlich 0,10 mg As_{mob}/kg bewegt sich der Mobilgehalt in den quarzitischen Waldoberböden typisch zwischen 0,04 und 0,56 mg As_{mob}/kg . Dies entspricht einem mittleren Anteil am Gesamtgehalt von 0,8% (0,4-4,6%). Bei einem mittleren pH-Wert von 3,9 ist der durchschnittliche Mobilgehalt in den pelitischen Waldoberböden mit 0,05 mg As_{mob}/kg (<0,01 - 0,24) nur halb so hoch. Entsprechend geringer ist mit 0,4% (0,04 - 2,1%) der Anteil am Gesamtgehalt. Die substratbedingten Unterschiede werden allein vom pH-Wert verursacht. Schon im Unterboden, wo der pH-Wert leicht ansteigt und in beiden Substratgruppen ähnlich ist, gleichen sich auch die Mobilgehalte an (siehe unten).

Auch in den tieferen Horizonten setzen sich beim Gesamtgehalt die geringen Substratunterschiede fort. Sowohl in den quarzitischen als auch in den pelitischen Waldböden sinken die Werte mit der Tiefe etwas ab. In beiden Substratgruppen fällt der Gesamtgehalt vom im Mittel nur 4 cm mächtigen obersten Mineralbodenhorizont zum folgenden Horizont durchschnittlich um 3 mg As_{ges}/kg ab. In über 80% der untersuchten Waldböden enthalten die tieferen Horizonte weniger As_{ges} als der oberste Mineralbodenhorizont. Die Unterböden weisen im Wald einen Mittelwert von 8 mg As_{ges}/kg (5 - 22) auf. Damit sind die quarzitischen Unterböden etwas As_{ges} -reicher als im Landesdurchschnitt, während die pelitischen Unterböden landesweit übliche Werte besitzen. In den tiefsten Profilabschnitten, den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten, geht der Gesamtgehalt im Verbreitungsgebiet der Quarzite auf durchschnittlich 6 mg As_{ges}/kg (4 - 27) zurück. Für die Pelit-reichen Untergrundhorizonte ist eine gesicherte Aussage für den Untersuchungsraum aufgrund geringer Probenzahl nicht möglich. Alle Messwerte lagen aber im landesweit üblichen Bereich (siehe Tab. 31).

Der mit der Tiefe leicht ansteigende pH-Wert führt in beiden Substratgruppen zu sinkenden Mobilgehalten. Vergleichbare Gesamtgehalte und pH-Werte haben im Unterboden, der in der Regel in einer Tiefe um 25 cm beginnt, ähnliche Mobilgehalte zur Folge. Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt dort 0,03 mg As_{mob}/kg (<0,01 - 0,07). Damit liegen im Unterboden 0,1 - 2% (Mittel 0,5%) des Gesamtgehaltes in mobiler Bindung vor. In den Quarzit-reichen Untergrundhorizonten wurden generell Mobilgehalte von <0,01 mg As_{mob}/kg gefunden, was einem Anteil am Gesamtgehalt von deutlich < 0,1% entspricht.

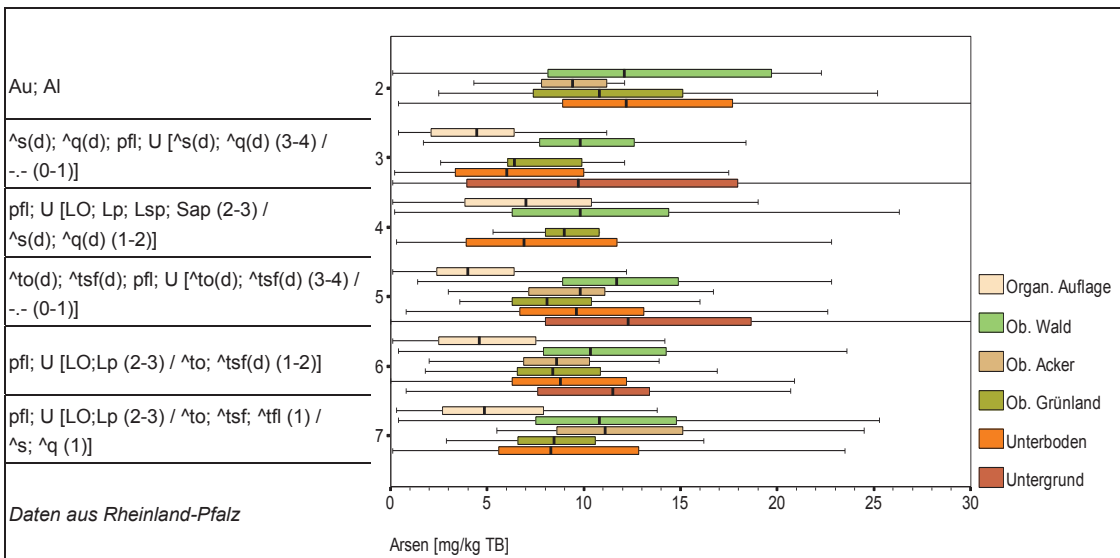


Abb. 27 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Boden

Tab. 31 Arsen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	164	2	4	6	8	11
Oberboden, Wald	182	9	11	14	18	21
Oberboden, Acker	79	7	10	11	13	17
Oberboden, Grünland	80	6	8	10	12	14
Unterboden	254	7	9	12	18	21
Untergrund	335	8	12	17	23	31
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	123	0,016	0,032	0,055	0,084	0,110
Oberboden, Wald	144	0,013	0,026	0,065	0,124	0,138
Oberboden, Acker	82	0,003	0,007	0,014	0,018	0,025
Oberboden, Grünland	79	0,004	0,010	0,017	0,026	0,034
Unterboden	213	0,004	0,010	0,035	0,069	0,082
Untergrund	239	0,005	0,012	0,036	0,067	0,080
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	98	6	8	10	13	16
Unterboden	511	6	9	12	15	20
Untergrund	25	8	11	14	16	21
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	89	0,005	0,010	0,015	0,022	0,028
Unterboden	384	0,005	0,011	0,025	0,045	0,054
Untergrund	22	0,005	0,016	0,024	0,050	0,045
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	64	3	4	7	11	14
Oberboden, Wald	82	7	10	14	18	25
Oberboden, Acker	13	8	11	16	20	25
Oberboden, Grünland	37	7	8	10	13	14
Unterboden	124	6	8	11	15	18
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	52	0,017	0,026	0,048	0,078	0,094
Oberboden, Wald	72	0,026	0,052	0,090	0,142	0,178
Oberboden, Acker	13	0,003	0,009	0,013	0,018	0,026
Oberboden, Grünland	36	0,006	0,009	0,015	0,024	0,028
Unterboden	114	0,006	0,012	0,031	0,057	0,069

Die BBodSchV (1999) definiert für das Spurenelement As keinen Vorsorgewert. Als Ersatz für den 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

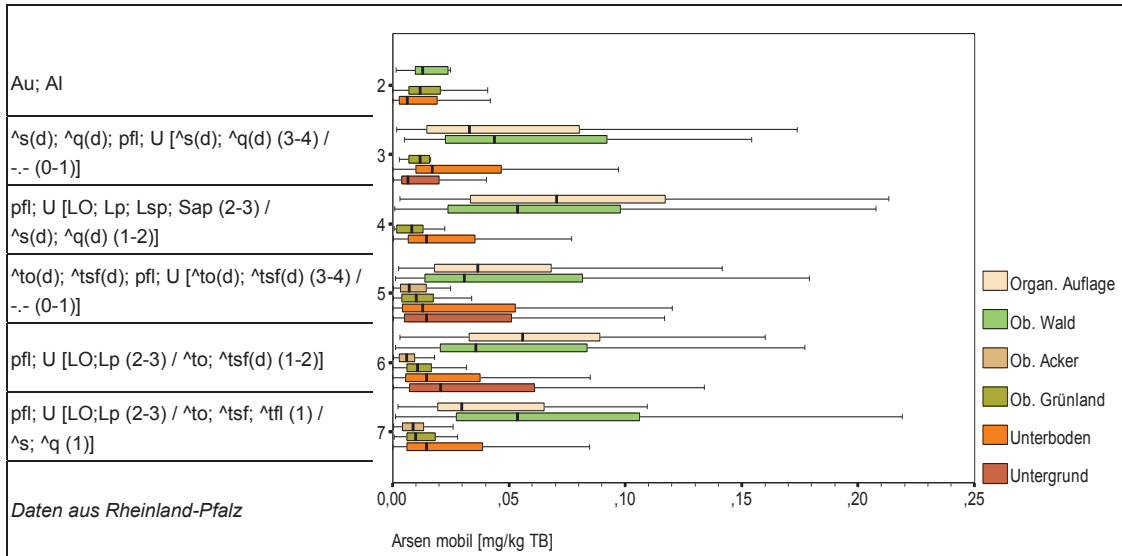


Abb. 28 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen im Boden

Gehalte erreicht, die eine multifunktionale Nutzung des Standortes gewährleisten. In 5% der Oberböden wurde eine zumeist nur geringfügige Überschreitung dieses Schwellenwertes festgestellt. Es handelt sich fast ausnahmslos um Waldböden. Östlich von Pronsfeld wurden in 2 Waldoberböden mit 35 bzw. 38 mg As_{ges} /kg mäßig erhöhte Gehalte gefunden. Es ist davon auszugehen, dass es sich um geogene d.h. natürliche Stoffgehalte handelt. In diesem Gebiet steigen die As_{ges} -Gehalte in der Tiefe nicht selten weiter an. In Waldböden des näheren Umfeldes, die im Oberboden noch unauffällige As_{ges} -Gehalte aufweisen, steigt der As_{ges} -Gehalt im Unterboden ebenfalls örtlich auf über 40 mg As_{ges} /kg an.

Die fast ausschließlich in Pelit-reichen bis -haltigen Substraten entwickelten **Ackerböden** enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 11 mg As_{ges} /kg. Die Gesamtgehalte bewegen sich dabei in einem Bereich von 8 bis 16 mg As_{ges} /kg. Diese Werte sind landesweit charakteristisch für Ackerböden aus devonischen Peliten. An keinem Standort wurde im Untersuchungsraum ein Gehalt von über 17 mg As_{ges} /kg festgestellt.

Da die pH-Werte der Ackerböden des Untersuchungsraums im Bereich der geringsten As-Verfügbarkeit liegen, sind die Mobilgehalte entsprechend gering. Bei einem Mittelwert von 0,006 mg As_{mob} /kg und einem typischen Konzentrationsbereich von <0,001 bis 0,02 mg As_{mob} /kg ist die Verfügbarkeit auch im Vergleich mit den landesweit gültigen Werten normal bis gering. In annähernd allen untersuchten Ackerböden liegt die Verfügbarkeit unter 0,2% des As_{ges} -Gehaltes.

In keinem Ackerboden wird der Prüfwert der BBodschV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze (Ackerbau) von 0,4 mg As_{mob} /kg erreicht. Die Situation ist daher in diesen Böden günstig.

Im Untersuchungsraum enthalten die Oberböden im **Grünland** substratunabhängig durchschnittlich 9 mg As_{ges} /kg. Typisch sind Konzentrationen zwischen 4 und 14 mg As_{ges} /kg. Der Höchstwert wurde mit 20 mg As_{ges} /kg in einem Grünlandboden im südöstlichen Untersuchungsraum nahe Pronsfeld gefunden. Wie schon erwähnt befinden sich auch die Waldböden mit den überdurchschnittlichen Gehalten in der Umgebung dieser Gemeinde. Es werden natürliche Ursachen angenommen. Der Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für die Pflanzenqualität auf Grünlandflächen von 50 mg As_{ges} /kg wird immer erheblich unterschritten.

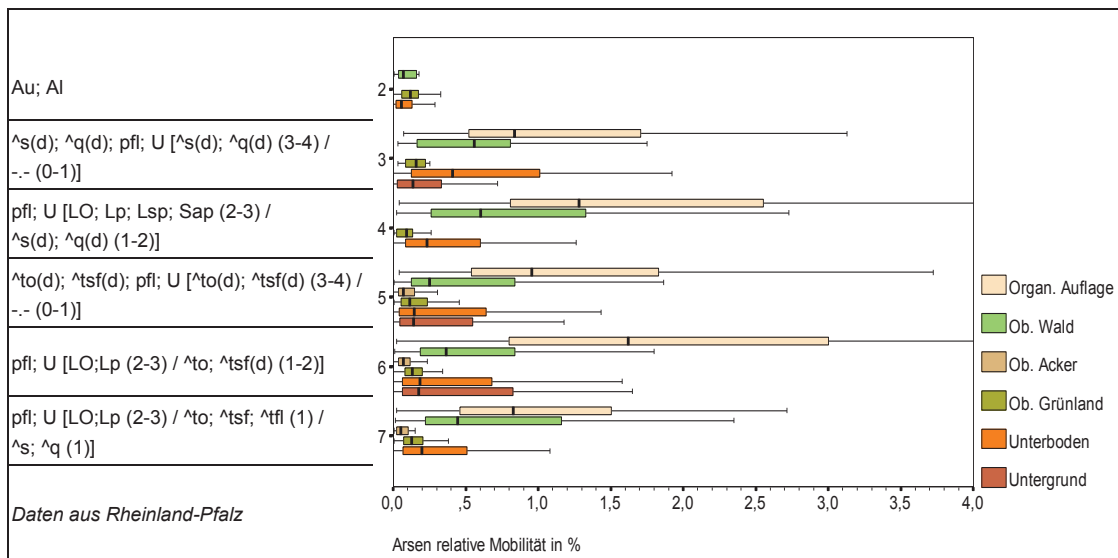


Abb. 29 Relative Mobilität von Arsen im Boden

Da der mittlere pH-Wert mit 5,3 fast dem der Ackerböden gleicht, sind die Mobilgehalte auch in den Grünlandböden gering. Im Mittel sind im Oberboden 0,01 mg As_{mob}/kg (<0,001 - 0,03) leicht verfügbar. Damit sind durchschnittlich nur 0,11% des Gesamtgehaltes labil gebunden (0,01-0,37%). Maßgeblich steuert der pH-Wert die Verfügbarkeit und nicht der Gesamtgehalt. Sofern der pH-Wert > 5 liegt, besitzen auch Standorte mit überdurchschnittlichen Gesamtgehalten vollkommen unauffällige Mobilgehalte.

Die im Untersuchungsraum vorkommenden Substrate besitzen vergleichbare Gesamtgehalte. Etwa 2/3 der untersuchten Grünlandböden bildeten sich in Pelit-haltigen Substraten. Ihr Oberboden enthält durchschnittlich 8 mg As_{ges}/kg (6 - 13). Die übrigen Grünlandböden sind ungefähr zu gleichen Teilen in Quarzit-haltigen Substraten und Auensedimenten entwickelt. Sie weisen im Untersuchungsraum einen Mittelwert von 9 mg As_{ges}/kg (5 - 12) bzw. 10 mg As_{ges}/kg (7 - 13) auf. Da die in unterschiedlichen Substraten entwickelten Grünlandböden sich in Gesamtgehalt und im pH-Wert nicht signifikant unterscheiden, gelten die substratunabhängig berechneten statistischen Zahlen zum Mobilgehalt im Untersuchungsraum auch für die verschiedenen Substrate.

Tab. 32 Arsen in Auenschluffen und -lehmen

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän) Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	108	7	10	15	21	25
Unterboden	195	9	12	18	23	31
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	69	0,006	0,011	0,015	0,020	0,025
Unterboden	158	0,003	0,007	0,019	0,038	0,042

Die im Untersuchungsraum vorgefundenen Gesamt- und Mobilgehalte sind bei allen Nutzungen landesweit typisch für Böden, die in devonischen Sedimentgesteinen entwickelt sind, und entsprechen der natürlichen Ausstattung an diesem Element.

4.2.2. Blei

Der natürliche Blei-(Pb-)Gehalt der Gesteine variiert vergleichsweise gering. Saure Magmatite, Tone, Schiefer und Kohlenstoff-reiche Gesteine zählen mit Gehalten von 20 bis 40 mg/kg zu den Gesteinen mit überdurchschnittlichem Pb-Gehalt. In Sandsteinen und Quarziten hingegen bewegt sich der lithogene Gehalt zwischen 5 und 10 mg/kg (RÖSLER & LANGE 1976).

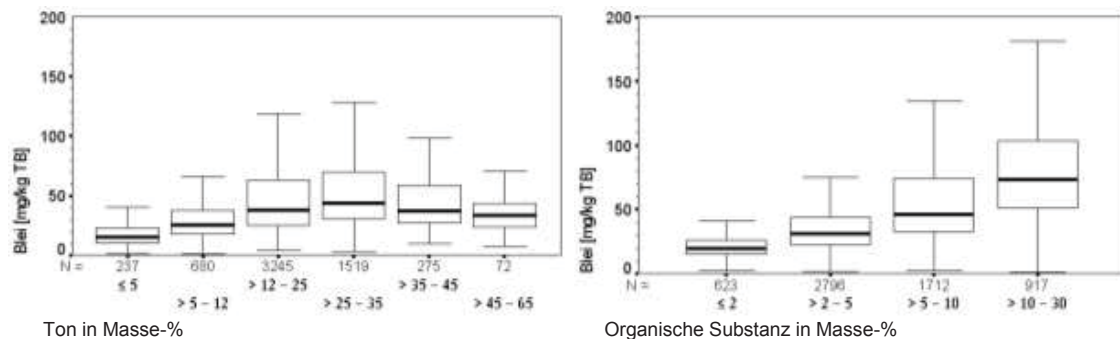


Abb. 30 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Pb reichte sich seit der Industrialisierung insbesondere durch atmosphärische Einträge in den Oberböden stark an. Bei keinem anderen der hier untersuchten Spurenelemente war im letzten Jahrhundert der anthropogene Anteil in der Atmosphäre so hoch. Natürliche Pb-Gehalte sind für die oberen Bodenhorizonte folglich nur schwer zu definieren. Die in den Tabellen dargestellten Daten sind daher insbesondere für die Humusauflagen und Waldoberböden als ubiquitäre Hintergrundwerte zu verstehen. Dass devonische Pelite und Quarzite unterschiedliche lithogene Gehalte besitzen, kann nur unterhalb des Oberbodens beobachtet werden. Durch den jahrhundertlang betriebenen Pb-Erzbergbau besteht für die nahe Umgebung von Bleialf und für die Abstrombereiche der Betriebsstätten zudem eine spezielle lokal begrenzte Eintragungssituation.

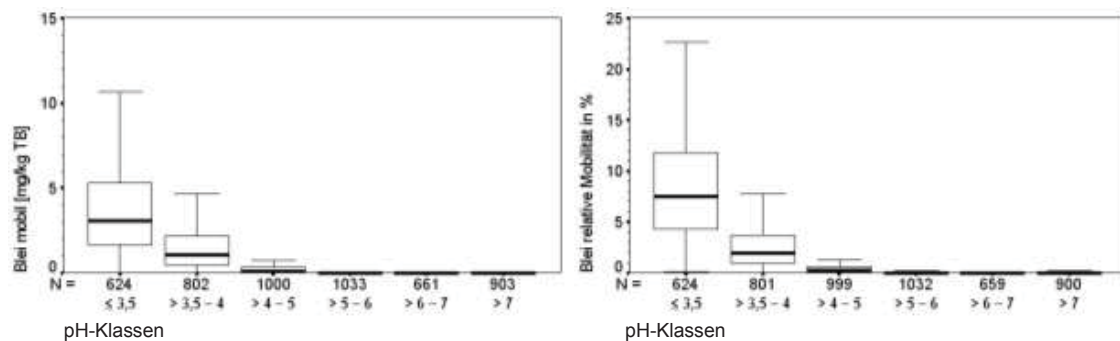


Abb. 31 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Dass der Pb-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Pb_{ges}) mit dem Tongehalt ansteigt, ist in Oberböden nur bis etwa 35 Masse-% Ton zu erkennen. Signifikante positive Beziehungen bestehen zur organischen Substanz (siehe Abb. 30). Pb wird bevorzugt organisch gebunden, so dass eine oberflächennahe Anreicherung auch ohne anthropogene Einträge stattfindet. Das Ausmaß der Anreicherung ist aber nur durch Pb-Immissionen zu erklären. Dies beeinflusst sicherlich auch die statistischen Beziehungen zwischen Pb_{ges} und Humusgehalt.

Die Bodenreaktion steuert maßgeblich die Höhe des Mobilgehalts (Pb_{mob}). Während Pb bei pH-Werten > 5 weitgehend immobil ist, steigt der labil gebundene Anteil mit zunehmender Versauerung exponentiell an (siehe Abb. 31).

Obwohl im Untersuchungsraum in früheren Zeiten ein intensiver Abbau von Bleierzen erfolgte, ist der nutzungsunabhängige Mittelwert der Oberböden mit 46 mg Pb_{ges} /kg unauffällig. Mit Werten zwischen 25 und 127 mg Pb_{ges} /kg ist zwar die Schwankungsbreite etwas höher als üblich, aber dies allein deutet nicht auf eine spezielle regionale Belastungssituation hin. In Böden, bei denen keine besondere Eintragungssituation besteht, beeinflusst die Nutzung den Gesamtgehalt im Oberboden stärker als die Substratzusammensetzung. Wie im gesamten Land weisen Waldoberböden höhere Gehalte als landwirtschaftlich genutzten Böden auf. Zum einen käumen Bäume eine größere Menge an Luftschadstoffen aus, zum anderen fehlt den Waldböden die künstliche Durchmischung durch Pflügen und somit die Verdünnung mit Material aus tieferen Bodenzonen.

Allen Nutzungen ist gemein, dass die Pb_{ges} -Gehalte in Mineralböden aufgrund der geringen Mobilität des Pb und seiner Affinität zu organischen Bindungsformen mit der Tiefe deutlich abnehmen.

Seit Einführung Pb-freier Kraftstoffe ist eine langsame Abnahme der Pb_{ges} -Gehalte in den **Humusauf-lagen der Waldböden** zu beobachten. Noch vor etwa 25 Jahren waren die höchsten Pb-Konzentrationen in Waldböden mehrheitlich in der organischen Auflage zu finden. In einer landesweiten Untersuchung, bei der die Beprobung vor fast 30 Jahren stattfand, wurden in den Humusauf-lagen der Laubwälder durchschnittlich 88 mg Pb_{ges} /kg (41 - 360) und in jenen der Nadelwälder 114 mg Pb_{ges} /kg (55 - 328) gefunden (HAUENSTEIN & BOR 1996). Für den Beprobungszeitraum 1998 - 2011 sanken die Mittelwerte auf 41 mg Pb_{ges} /kg (17 - 98) bzw. 98 mg Pb_{ges} /kg (34 - 205). Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass der Pb_{ges} -Gehalt in den Waldoberböden im letzten Jahrzehnt tendenziell leicht anstieg. Pb verschwindet nicht aus den Waldböden, sondern wird langsam vertikal verlagert. Ob der Pb_{ges} -Gehalt in der Humusauf-lage oder im Oberboden höher ist, hängt maßgeblich von der Mächtigkeit der Humusauf-lage ab. Bei Mächtigkeiten unter 4 cm sind die höchsten Pb_{ges} -Gehalte im Bodenprofil heute meist im Oberboden und nicht mehr in der Humusauf-lage zu finden. Dies trifft auch für den Untersuchungsraum zu. Geringmächtige Humusauf-lagen sind oft im Laubwald, insbesondere bei günstiger Nährstoffversorgung zu finden. Mächtigere Humusauf-lagen sind hingegen meist weiterhin die Schicht mit dem höchsten Pb_{ges} -Gehalt. Dies trifft insbesondere auf nährstoffarme Nadelwaldstandorte zu.

Im Untersuchungsraum enthalten die Humusauf-lagen der Laubwälder durchschnittlich 50 mg Pb_{ges} /kg (24 - 109), womit sie im Mittel nur die Hälfte des Pb_{ges} -Gehaltes ihrer Oberböden aufweisen. Im Nadelwald liegen Mittelwert hingegen mit 98 mg Pb_{ges} /kg sowie der typische Wertebereich etwa doppelt so hoch. In ihnen ist im Mittel 20 mg Pb_{ges} /kg mehr Pb zu finden als in deren Oberböden. Insgesamt werden die aktuellen landesweiten Werte recht gut getroffen.

Pb ist wie Chrom und Quecksilber in der organischen Auflage vergleichsweise gering verfügbar. Der Mobilanteil am Pb_{ges} -Gehalt liegt in organischen Auflagen durchschnittlich bei nur 0,16% (0,01 - 1,5%). Dies entspricht einem mittleren Mobilgehalt von 0,13 mg Pb_{mob} /kg (0,01 - 2,40).

Tab. 33 Blei in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	39	44	94	160	242	293
Oberboden, Wald	45	29	46	73	80	119
Oberboden, Grünland	11	26	31	43	61	62
Unterboden	83	9	17	25	34	47
Untergrund	87	7	12	21	32	40
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	29	0,043	0,11	0,47	1,36	1,10
Oberboden, Wald	43	0,431	1,90	3,73	5,07	6,18
Oberboden, Grünland	11	0,007	0,03	0,04	0,05	0,05
Unterboden	66	0,023	0,10	0,32	0,62	0,68
Untergrund	61	0,015	0,06	0,12	0,35	0,24
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	106	79	112	172	244	305
Oberboden, Wald	131	35	52	76	102	137
Oberboden, Grünland	14	32	40	52	70	78
Unterboden	197	12	16	22	30	37
Untergrund	13	11	15	19	22	28
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	70	0,183	0,51	2,14	3,86	5,05
Oberboden, Wald	99	0,930	2,50	4,51	6,45	8,98
Oberboden, Grünland	11	0,003	<0,01	0,01	0,01	0,01
Unterboden	154	0,050	0,14	0,26	0,44	0,53
Untergrund	10	0,017	0,03	0,32	0,34	0,34

Im Nadelwald führen geringere pH-Werte und höhere Pb_{ges}-Gehalte zu höheren Mobilgehalten in der Humusaufgabe als im Laubwald. In den Nadelwaldhumusaufgaben wurden im Untersuchungsraum im Mittel 0,27 mg Pb_{mob}/kg (<0,01 - 2,42) gemessen, womit der Anteil am Pb_{ges}-Gehalt bei durchschnittlich 0,28% (0,01 - 1,90%) liegt. Im Projektgebiet liegt der mittlere Mobilgehalt in den Humusaufgaben der Laubwälder hingegen bei nur 0,02 mg Pb_{mob}/kg (<0,01 - 0,47), was einer mittleren Verfügbarkeit am Pb_{ges}-Gehalt von 0,1 % (<0,1 - 0,4 %) entspricht.

An wenigen Stellen erfolgten im Wald keine Bodenschutzkalkungen. Dort treten vereinzelt extrem tiefe pH-Werte von ≤ 3 auf. Hier wurden Mobilgehalte von bis zu 19 mg Pb_{mob}/kg vorgefunden, womit dort der Mittelwert um fast das 150-fache überschritten wird. In solch sauren Humusaufgaben ist allgemein mit Gehalten > 5 mg Pb_{mob}/kg zu rechnen. Bis zu 10 % des Pb sind dort nur labil gebunden. Bodenschutzkalkungen führen in Waldböden zur signifikanten Abnahme der Mobilgehalte.

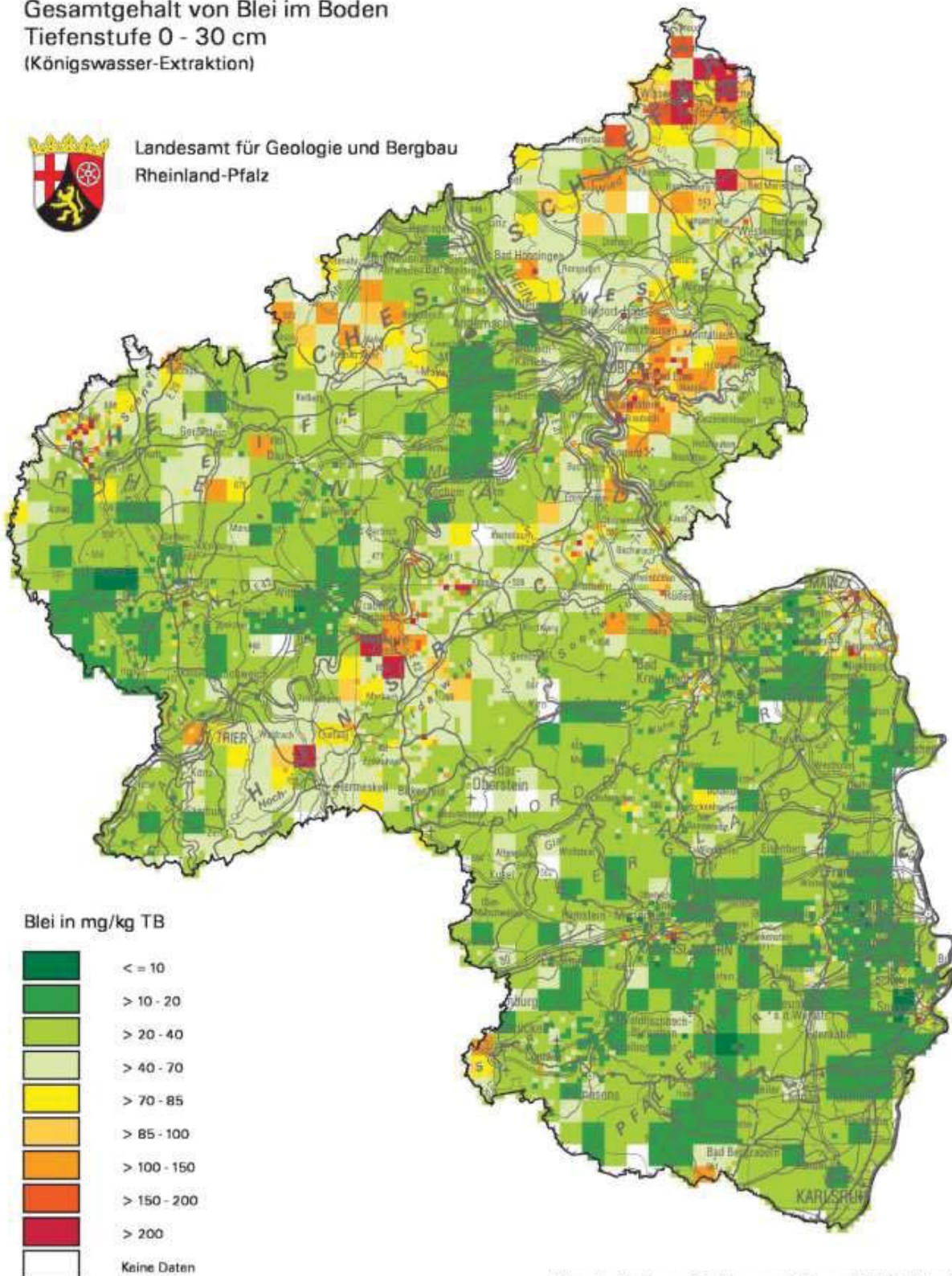
Grundsätzlich gilt, dass in Waldböden der Pb_{ges}-Gehalt mit zunehmender Tiefe rasch abnimmt und dass die Böden mit hohem Pelit-Anteil in allen Mineralbodenhorizonten mehr Pb_{ges} enthalten als die Wald-

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

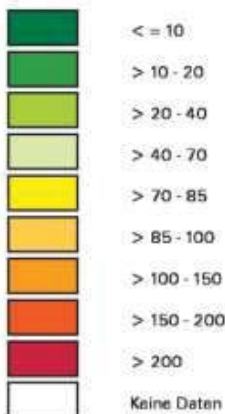
Gesamtgehalt von Blei im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Blei in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



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

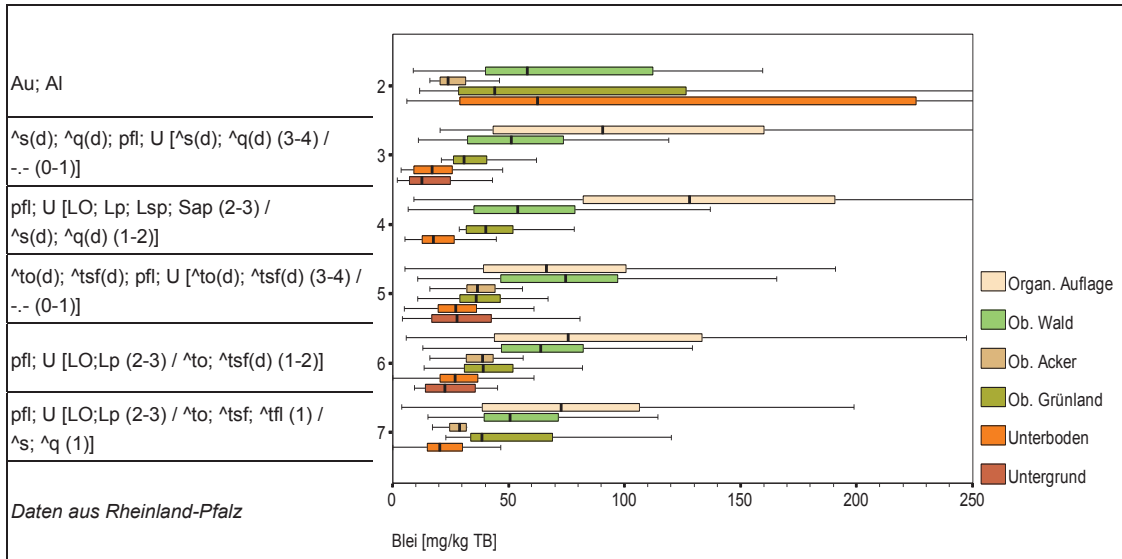


Abb. 32 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Boden

böden im Verbreitungsgebiet der sandig/quarzitischen Substrate. In den oberen Zentimeter der **Waldoberböden** wird der Pb_{ges} -Gehalt aber in erheblichem Umfang von der Mächtigkeit der Humusauflage und damit indirekt auch vom Baumbestand bestimmt.

Der meist nur 4 – 5 Zentimeter mächtige oberste Mineralbodenhorizont der Pelit-reichen Waldböden enthält ohne Berücksichtigung des Baumbestandes im Mittel 85 mg Pb_{ges} /kg (43 - 140). Laub- und Nadelwaldstandorte unterscheiden sich dabei merklich. Im Laubwald wurden im obersten Mineral-

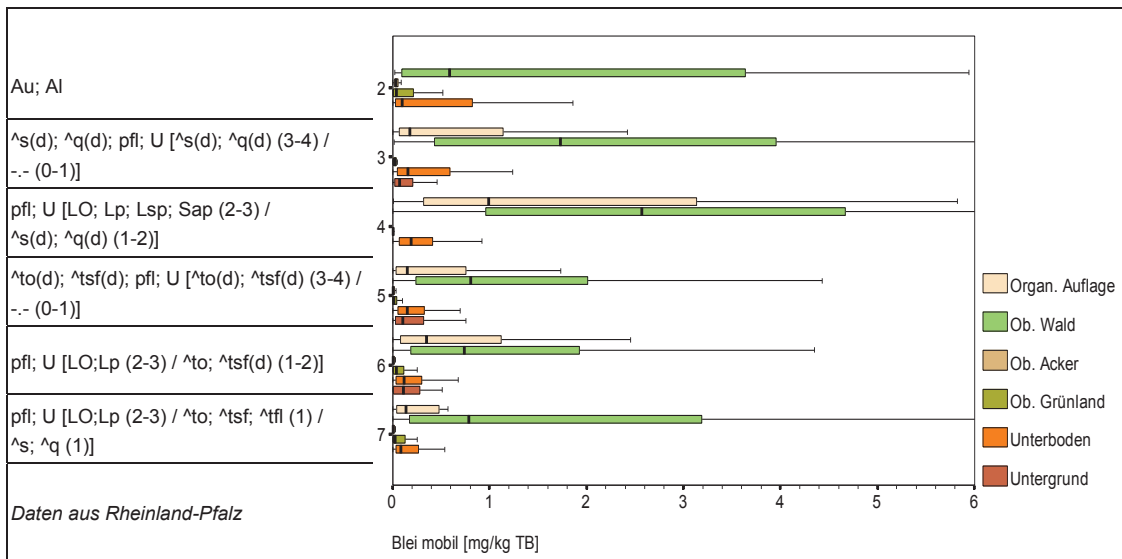


Abb. 33 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei im Boden

Tab. 34 Blei in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon)						
(überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	162	39	63	98	128	179
Oberboden, Wald	186	45	73	92	122	157
Oberboden, Acker	74	32	35	41	47	54
Oberboden, Grünland	77	29	36	44	50	66
Unterboden	250	18	26	33	41	56
Untergrund	316	16	25	35	51	62
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	117	0,029	0,09	0,39	1,03	0,90
Oberboden, Wald	146	0,221	0,57	1,31	2,20	2,79
Oberboden, Acker	76	0,003	0,01	0,01	0,02	0,03
Oberboden, Grünland	75	0,005	0,01	0,03	0,06	0,08
Unterboden	222	0,035	0,11	0,26	0,42	0,58
Untergrund	239	0,015	0,06	0,23	0,38	0,55
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	90	30	37	48	58	72
Unterboden	506	20	26	34	43	55
Untergrund	24	14	17	32	39	45
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	92	0,010	0,03	0,08	0,17	0,18
Unterboden	402	0,025	0,09	0,21	0,35	0,48
Untergrund	24	0,008	0,05	0,18	0,34	0,38
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	65	38	66	104	126	199
Oberboden, Wald	86	39	50	69	85	104
Oberboden, Acker	11	24	28	29	39	32
Oberboden, Grünland	32	33	37	45	75	56
Unterboden	121	14	19	26	35	43
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	46	0,030	0,10	0,18	0,44	0,28
Oberboden, Wald	74	0,166	0,71	2,93	5,07	6,42
Oberboden, Acker	12	0,003	0,01	0,01	0,03	0,03
Oberboden, Grünland	32	0,006	0,02	0,05	0,13	0,06
Unterboden	108	0,030	0,07	0,15	0,30	0,32

bodenhorizont im Mittel 92 mg Pb_{ges}/kg (81 – 140) gefunden. Im Nadelwald sind es hingegen nur 73 mg Pb_{ges}/kg (42 – 127). In allen untersuchten Pelit-reichen Waldböden nimmt der Pb_{ges}-Gehalt mit zunehmender Tiefe ab. Durchschnittlich geht er zum folgenden Horizont, der meist ebenfalls noch zum

Oberboden zählt, um 37 mg Pb_{ges}/kg (65 – 14) zurück. Im Mittel sind es dann noch 36 mg Pb_{ges}/kg (21 - 110). Die Unterböden der Pelit-reichen Waldböden enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 45 mg Pb_{ges}/kg (12 - 92). Diese Zahlen liegen deutlich über den landesweiten Werten. Der Baumbestand beeinflusst den Pb_{ges}-Gehalt in den tieferliegenden Horizonten nicht mehr erkennbar.

Von den Pelit-reichen Untergrundhorizonten stehen aus dem Untersuchungsraum nur wenige Daten zur Verfügung. Auffallend sind aber die vergleichsweise geringen Pb_{ges}-Gehalte von nur 12 – 26 mg/kg. Damit liegen sie, anders als die Unterböden, sogar leicht unter dem landesweiten Durchschnitt (siehe Tab. 34).

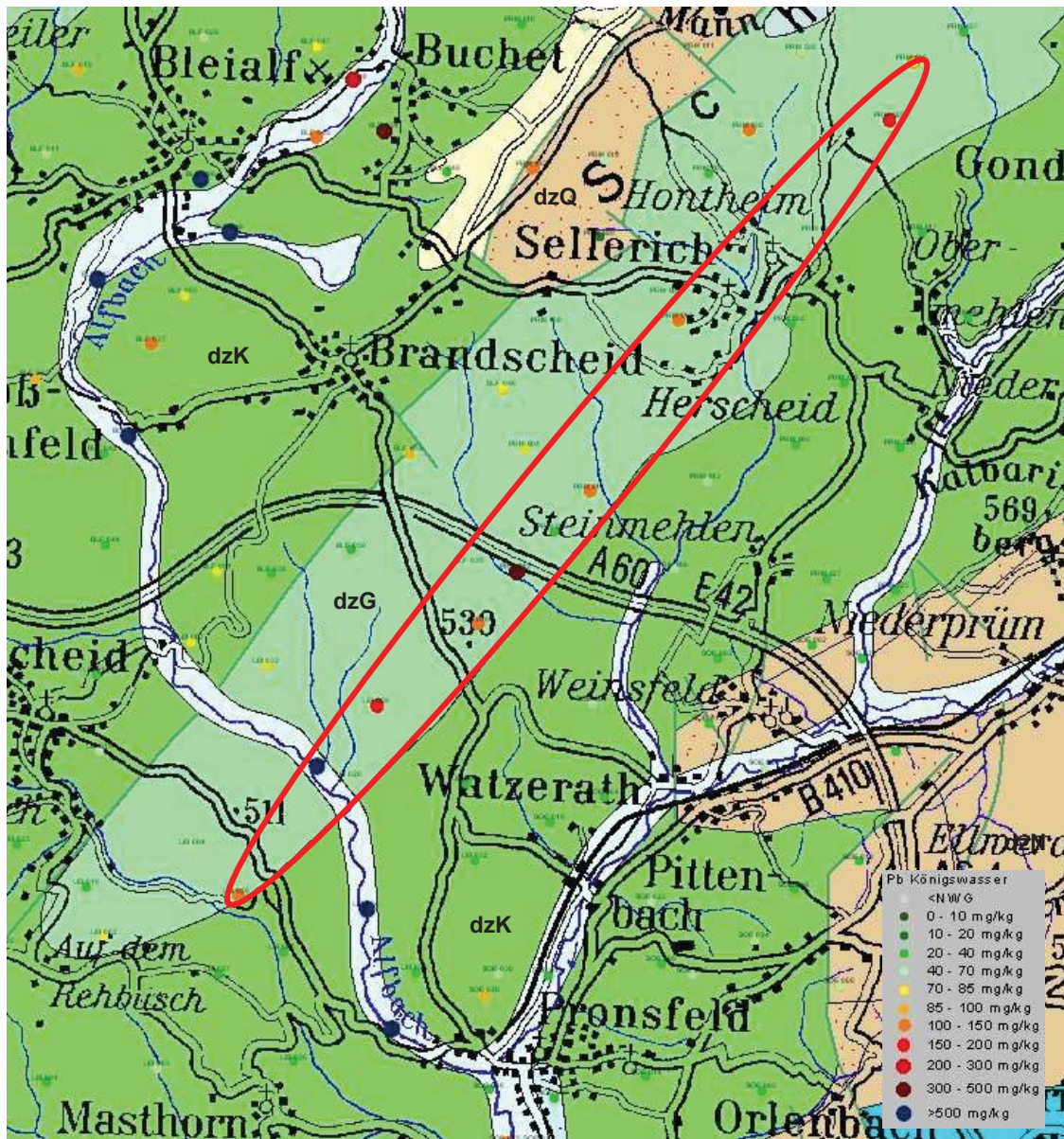


Abb. 34 Zone mit erhöhten Blei-Gehalten im Oberboden

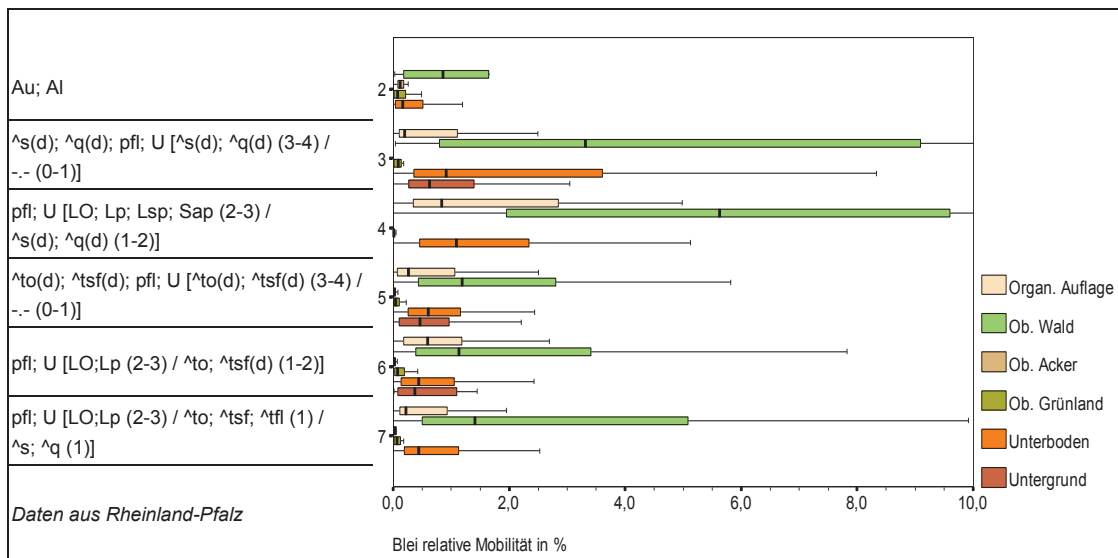


Abb. 35 Relative Mobilität von Blei im Boden

Im Untersuchungsraum treten in einem überwiegend bewaldeten Gebiet in Ober- und Unterböden gehäuft leicht bis mäßig überdurchschnittliche Pb_{ges} -Werte auf (siehe Abb. 34). Sie befinden sich am östlichen Rand einer SW-NE streichende Zone, deren geologischer Untergrund aus Sedimentgesteinen des Grauen Unterems (dzG) besteht. Die Waldböden sind in überwiegend Pelit-reichen Substraten entwickelt, die Beimengungen von Lösslehm und/oder Sandsteinen enthalten. Fast ausnahmslos liegt der Pb_{ges} -Gehalt in den Oberböden dort über 100 mg/kg. In einem Waldboden wurden im Ober- und Unterboden sogar Werte um und über 300 mg Pb_{ges} /kg festgestellt. Die räumliche Verteilung folgt tektonischen Strukturen des Rheinischen Schiefergebirges. Dies spricht für natürliche Ursachen. Andererseits ist es bei erhöhten natürlichen Gehalten, insbesondere bei Vererzungen, üblich, dass mit zunehmender Tiefe die Gehalte weiter ansteigen. Dies ist in diesen Waldböden allerdings nicht der Fall. Die Ursache für diese räumliche Häufung konnte in dieser Untersuchung nicht geklärt werden.

Die Lösslehm-haltigen bis -reichen Waldoberböden sind im Verbreitungsgebiet der Pelite überwiegend Pb_{ges} -ärmer. Ihr oberster Mineralbodenhorizont enthält im Mittel 58 mg Pb_{ges} /kg (49 - 87). Dabei wird es eine Rolle spielen, dass fast alle untersuchten Böden dieser Substratgruppe im Nadelwald liegen. Der folgende Horizont enthält mit durchschnittlich 32 mg Pb_{ges} /kg (20 - 62) dann ähnliche Konzentrationen wie die Pelit-reichen Horizonte. In dieser Substratgruppe nehmen die Pb_{ges} -Gehalte mit zunehmender Tiefe weiter ab. In ihren Unterböden wurden im Untersuchungsraum durchschnittlich nur 19 mg Pb_{ges} /kg (17 - 30) gefunden. Aufgrund der geringen Anzahl der Proben sind diese Zahlen zwar statistisch nicht abgesichert, aber dieser Wertebereich deckt sich weitgehend mit den landesweiten Werten (siehe Tab. 34).

Im Verbreitungsgebiet der Sandsteine/Quarzite überwiegen Nadelwälder. In diesem Gebiet besitzen die Lösslehm-armen bis -freien Waldoberböden in der Regel unterdurchschnittliche Pb_{ges} -Gehalte. Tendenziell steigt mit dem Lösslehmanteil auch der Pb_{ges} -Gehalt an. Die Lösslehm-armen bis -freien Oberböden enthalten durchschnittlich 49 mg Pb_{ges} /kg (32 - 77) und im folgenden Horizont sind es noch 38 mg Pb_{ges} /kg (26 - 42).

Bei mittlerem bis hohem Lösslehmanteil unterscheiden sich die sandig/quarzitischen Waldoberböden mit einem Durchschnittsgehalt von 64 mg Pb_{ges}/kg (51 - 112) kaum von jenen aus dem Verbreitungsgebiet der Pelite. Im folgenden Horizont geht der Pb_{ges}-Gehalt auf durchschnittlich 42 mg/kg (19 - 75) zurück.

Insbesondere bei den Nickel- und Zink-Gesamtgehalten konnten deutliche Unterschiede beobachtet werden, ob der geologische Untergrund aus Sandsteinen des Unterems (Klerf-Schichten) oder aus Quarzsandsteinen bzw. quarzitischen Sandsteinen des Oberems besteht. Beim Pb_{ges} sind signifikante Unterschiede zwischen beiden Substratgruppen hingegen nicht festzustellen.

Mit zunehmender Tiefe gehen die Pb_{ges}-Gehalte in den sandig/quarzitischen Böden weiter deutlich zurück. Im Untersuchungsraum weisen die sandig/quarzitischen Unterböden einen Durchschnittsgehalt von 15 mg Pb_{ges}/kg (10 - 23) auf. In den Untergrundhorizonten sind es im Mittel noch 11 mg Pb_{ges}/kg (4-33). Die im Projektgebiet gefundenen Pb_{ges}-Gehalte decken sich in allen Horizonten gut mit den landesweiten Daten (siehe Tab. 33).

Auch wenn die Humusaufgaben insbesondere im Nadelwald deutlich mehr Pb_{ges} enthalten als der folgende Oberboden, steigt der Mobilgehalt in über 80% der Fälle durch die zum Oberboden hin sinkenden pH-Werte an. Nur wenn die Humusaufgaben sowohl sehr geringe pH-Werte als auch hohe Pb_{ges}-Gehalte besitzen, können sie höhere Mobilgehalte als ihre Oberböden besitzen.

In den Waldoberböden nehmen sowohl Baumbestand als auch Substrat Einfluss auf die Höhe des Mobilgehaltes. Im Untersuchungsraum weist der oberste Mineralbodenhorizont im Laubwald einen mittleren Mobilgehalt von 1,2 mg Pb_{mob}/kg (0,1 – 4,4) und im Nadelwald von 1,5 mg Pb_{mob}/kg (0,2 – 6,8) auf. Dies entspricht einem mittleren relativen Mobilanteil von 1,1 (0,1 – 5,1) bzw. 3,2 % (0,4 – 9,8).

Obwohl die Waldböden, die in Substraten aus Quarzsandsteinen des Oberems entwickelt sind und jene, deren Substrate Sandsteine des Unterems (Klerf-Schichten) enthalten, sich beim Pb_{ges}-Gehalt kaum unterscheiden, bestehen erhebliche Unterschiede beim Mobilgehalt. In der erstgenannten Gruppe beträgt der mittlere Mobilgehalt 3,68 mg Pb_{mob}/kg (0,61 – 10,7), was einem Anteil am Pb_{ges}-Gehalt von durchschnittlich 6,6% (1,2 – 19,1) entspricht. In den Waldoberböden aus Sandsteinen der Klerfschichten ist das Pb erheblich geringer mobil. Der mittlere Mobilgehalt beträgt dort nur 0,88 mg Pb_{mob}/kg (0,10 – 5,40). Dies ist ein Anteil am Pb_{ges}-Gehalt von nur 1,3% (0,2 – 11,7). Eine wesentliche Rolle dürfte der pH-Wert spielen, der in letztgenannten Waldoberböden um 0,4 pH-Einheiten höher liegt.

In den weit verbreiteten Pelit-reichen Waldoberböden beträgt der mittlere Mobilgehalt im obersten Mineralbodenhorizont 1,31 mg Pb_{mob}/kg (0,22 - 4,43). Dies entspricht einer mittleren Verfügbarkeit am Pb_{ges} von 1,9% (0,28 - 5,5%). In den pelitischen Waldoberböden mit höherem Lösslehmanteil sind sowohl der mittlere Mobilgehalt mit 1,06 mg Pb_{mob}/kg (0,10 – 5,75) als auch der Anteil am Pb_{ges} mit 1,2% (0,20-7,7%) etwas geringer. Dies ist eine Folge geringer Pb_{ges}-Gehalte und etwas höherer pH-Werte.

Mit der Tiefe geht der Mobilgehalt in den Waldböden deutlich zurück. Obwohl sich die im Untersuchungsraum vorkommenden Substrate im Pb_{ges}-Gehalt unterscheiden, bestehen beim absoluten Mobilgehalt hingegen keine signifikanten Unterschiede. Substratunabhängig beträgt der mittlere Mobilgehalt in den Unterböden nur noch 0,16 mg Pb_{mob}/kg (0,04 – 0,42). Der Anteil am Pb_{ges}-Gehalt ist in den sandig/quarzitischen Unterböden mit durchschnittlich 1,2% (0,6 - 2,3) allerdings höher als in den pelitischen Unterböden, in denen ein mittlerer Anteil von 0,5% (0,1 - 1,2%) festgestellt wurde.

In den pelitischen Untergrundhorizonten scheinen die Mobilgehalte mit den sinkenden Pb_{ges}-Gehalten weiter zurückzugehen.

In den Untergrundhorizonten, die in Substraten aus Quarzsandsteinen des Oberems entwickelt sind, steigt der Mobilgehalt trotz geringer Pb_{ges}-Gehalte hingegen wieder leicht auf durchschnittlich 0,29 mg

Pb_{mob}/kg (0,05 – 0,93) an. Dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit von 2,6% (1,4 – 4,8) am Pb_{ges} -Gehalt. Auch im Vergleich mit den landesweiten Werten sind dies überdurchschnittliche Mobilgehalte.

Landesweit sind in landwirtschaftlich genutzten Böden sowohl im Verbreitungsgebiet der devonischen Quarzite als auch der devonischen Pelite Mittelwerte zwischen 30 und 40 mg Pb_{ges}/kg üblich. Mit durchschnittlich 54 mg Pb_{ges}/kg zeigen die **Ackerböden** im Untersuchungsraum einen leicht erhöhten Wert auf. Typisch sind Konzentrationen zwischen 25 und 68 mg Pb_{ges}/kg . 75% der untersuchten Ackerböden weisen einen $pH > 5$ auf. Für sie gilt der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 70 mg Pb_{ges}/kg , der immer eingehalten wird. Bei den Ackerböden mit geringerem pH -Wert ist der geringere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 40 mg Pb_{ges}/kg anzuwenden. Dieser wird überwiegend leicht überschritten. In einem Ackerboden östlich von Großlangenfeld wurde mit 600 mg Pb_{ges}/kg ein einzelner äußerst hoher Wert vorgefunden. Die Gehalte anderer Schwermetalle sind dort hingegen vollkommen unauffällig. Dies spricht in dieser Region für die Anwesenheit von Pb -Erzen im Boden. Typisch für Vererzungen ist zudem die geringe Verfügbarkeit des Pb . Trotz niedriger pH -Werte liegen nur 0,01% des Pb_{ges} labil gebunden vor. Auch wenn der Standort sich randlich des Grubenfeldes „Bleialfer Neue Hoffnung“ befindet, liegen keine Erkenntnisse über ehemalige bergbauliche Aktivitäten in der näheren Umgebung vor. Es handelt sich um einen geringmächtigen Boden, dessen Pflughorizont direkt auf dem anstehenden Gestein liegt. Er wird als kolluvial beeinflusst beschrieben; möglicherweise wurde aber auch ortsfremdes Bodenmaterial eingepflügt.

Da dieser Standort einen pH -Wert von nur 4,9 aufweist, gilt der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 40 mg Pb_{ges}/kg , d.h. dieser Schwellenwert wird dort um das 15-fache überschritten. Den für diese Nutzung geltende Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Pflanzenqualität) bezieht sich allerdings auf den Mobilgehalt und beträgt 0,1 mg Pb_{mob}/kg . Mit einem Mobilgehalt von 0,08 mg Pb_{mob}/kg wird der Prüfwert nicht überschritten. Dennoch ist eine Kalkung zur Senkung des Mobilgehaltes empfehlenswert.

Ansonsten führen die nutzungsbedingt günstigeren pH -Werte der Ackerböden dazu, dass Pb nur gering mobil ist. Durchschnittlich 0,01 mg Pb_{mob}/kg sind auch landesweit typisch für Ackerböden aus devonischen Peliten (siehe Tab. 34). Sofern der pH -Wert > 5 liegt, übersteigen Mobilgehalt und Anteil am Pb_{ges} -Gehalt allgemein nicht 0,02 mg Pb_{mob}/kg bzw. 0,04 %.

Bei den Böden mit hohen Pb_{ges} -Gehalten handelt es sich fast ausnahmslos um **Grünlandböden**. Im Untersuchungsraum wurden 75 Grünlandböden untersucht, wovon sich 12 Standorte im Auenbereich der größeren Bäche befinden.

Von den außerhalb der Auen befindlichen Grünlandböden sind ca. 80% in peltischen Substraten entwickelt. In der Mehrheit sind sie Lösslehm-arm. Die pelitischen Grünlandoberböden enthalten im Mittel 37 mg Pb_{ges}/kg und die Konzentrationen bewegen sich üblich zwischen 25 und 113 mg Pb_{ges}/kg . Auch wenn die Werte vergleichsweise stark streuen, entspricht der Mittelwert den landesweiten Werten für Grünlandoberböden aus devonischen Peliten. Wie eingangs erwähnt deuten die Zahlen auf den ersten Blick nicht auf eine besondere regionale Situation hin.

Die in quarzitischen Substraten entwickelten Grünlandböden weisen im Oberboden zwar einen etwas höheren Mittelwert von 43 mg Pb_{ges}/kg auf, allerdings schwanken die Werte mit 28 bis 69 mg Pb_{ges}/kg geringer.

Trotz üblicher Mittelwerte überschreiten fast 20% der außerhalb der Auen liegenden Grünlandböden den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 70 mg Pb_{ges}/kg . In der Mehrheit sind es nur leichte bis mäßige Überschreitungen, aber auch massive Überschreitungen sind in der Umgebung von Bleialf zu

Tab. 35 Blei in Auenschluffen und -lehmen

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	98	27	38	70	177	128
Unterboden	174	26	43	112	178	237
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	90	0,006	0,03	0,07	0,14	0,14
Unterboden	161	0,021	0,06	0,27	0,74	0,65

beobachten. Im Extremfall wurden in Ober- und Unterboden etwa 5200 mg Pb_{ges}/kg gefunden. Damit wird der Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für Grünlandböden von 1200 mg Pb_{ges}/kg um mehr als das 4-fache überschritten. Hierbei handelt es sich um einen am Üchenbach gelegenen Boden, der im Abstrombereich ehemaliger Bergbaustandorte liegt. Aufgrund der geringen Wasserführung des Baches, handelt es sich nicht um Auensedimente im engeren Sinne, sondern um von den Hängen abgeschwemmtes Bodenmaterial, das offensichtlich einen erheblichen Anteil von Rückständen des ehemaligen Bergbaus enthält. Mit sehr hohen Gesamtgehalten ist auch in ortsnahen Böden von Bleialf zu rechnen. Im Oberboden einer Mähweide wurden 735 mg Pb_{ges}/kg und im Unterboden 606 mg Pb_{ges}/kg gefunden. Ansonsten sind Grünlandböden mit sehr hohen Pb_{ges}-gehalten weitgehend in den Überflutungsbereichen der Bäche unterhalb der ehemaligen Bergbaustandorte zu finden. Davon betroffen sind insbesondere die Auensedimente des Alfbaches unterhalb von Niederlascheid (Berthaschacht) bis zur Mündung in die Prüm bei Pronsfeld. Sehr hohe Werte sind zudem im Unterlauf des Dürenbachs bei Bleialf/Richelsberg (Augustschacht) zu erwarten. Im Abschnitt zwischen Niederlascheid und der Mündung bei Pronsfeld wurden 6 Grünlandböden beprobt. In den Oberböden wurden Konzentrationen zwischen 5060 und 243 mg Pb_{ges}/kg gefunden. Der nächst tiefere Horizont weist oft ähnlich hohe, teilweise auch noch weiter ansteigende Pb_{ges}-Gehalte auf. Erwartungsgemäß sinken die Pb_{ges}-Gehalte mit der Entfernung zu den Eintragsquellen. Überdurchschnittliche Kupfergehalte von 40 - 200 mg Cu_{ges}/kg sind ein weiterer Beleg dafür, dass die teilweise extrem hohen Pb_{ges}-Gehalte auf den ehemaligen Bergbau zurückzuführen sind.

Als Referenz können die Sedimente der Prüm oberhalb der Alfbachmündung dienen, in deren Einzugsgebiet die Geologie vergleichbar mit der des Alfbachs ist, ohne dass dort Erzbergbau betrieben wurde. Hier wurden typische Gehalte von nur 30 - 40 mg Pb_{ges}/kg festgestellt. Auch die Kupfergehalte sind mit 10 - 20 mg Cu_{ges}/kg signifikant niedriger. Unterhalb der Alfbachmündung scheinen die Pb_{ges}-Gehalte in den Prümsedimenten merklich anzusteigen, ohne solch hohe Konzentrationen wie im Alfbach zu erreichen.

Die Grünlandböden, die sich nicht im Einflussbereich des ehemaligen Bergbaus befinden, weisen wie die Oberböden der Äcker mittlere Mobilgehalte von 0,01 mg Pb_{mob}/kg (<0,001 - 0,03) auf. Dies ist aufgrund vergleichbarer pH-Werte zu erwarten. Die typische Schwankungsbreite der Mobilgehalte reicht in diesen Grünlandböden von <0,01 bis 0,06 mg Pb_{mob}/kg. Dies entspricht einem Anteil am Pb_{ges}-Gehalt von 0,03 bis 0,15 %. Ein Mittelwert von 0,04 mg Pb_{mob}/kg ist für Grünlandoberböden aus devonischen Gesteinen landesweit üblich. Bei den Böden mit Werten > 100 mg Pb_{ges}/kg ist darauf zu achten, dass der pH-Wert nicht unter 5 sinkt. Dann sollten die Mobilgehalte in vertretbarer Höhe zu halten sein. Auch für die Böden mit bis zu 1000 mg Pb_{ges}/kg ist dann zu erwarten, dass der Mobilgehalt 0,5 mg Pb_{mob}/kg nicht überschreitet.

In den Böden, die den Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für Grünlandböden von 1200 mg Pb_{ges}/kg überschreiten, ist mit Mobilgehalten von über 1 mg Pb_{mob}/kg zu rechnen. Hiervon sind wie erwähnt vorrangig die Grünlandflächen der rezenten Auen betroffen. Obwohl sie meist günstige pH-Werte von > 5 besitzen, bleibt aufgrund extremer Gesamtgehalte immer noch ein zu hoher absoluter Mobilgehalt. Hier sollte ein pH-Wert > 6 angestrebt werden. Sehr ungünstig ist die Situation, wenn extreme Gesamtgehalte gemeinsam mit niedrigen pH-Werten auftreten. Dann sind Konzentrationen von über 5 mg Pb_{mob}/kg wahrscheinlich.

4.2.3. Cadmium

Cadmium (Cd) gehört neben Quecksilber zu den toxischsten der hier untersuchten Schwermetalle und zählt mit einem mittleren Gehalt in der Erdkruste von 0,11 mg/kg zu den seltenen Elementen. Der lithogene Cd-Gehalt in Schiefen bzw. Peliten dürfte zwischen 0,2 und 0,3 mg Cd/kg und in Quarziten unter 0,1 mg Cd/kg liegen.

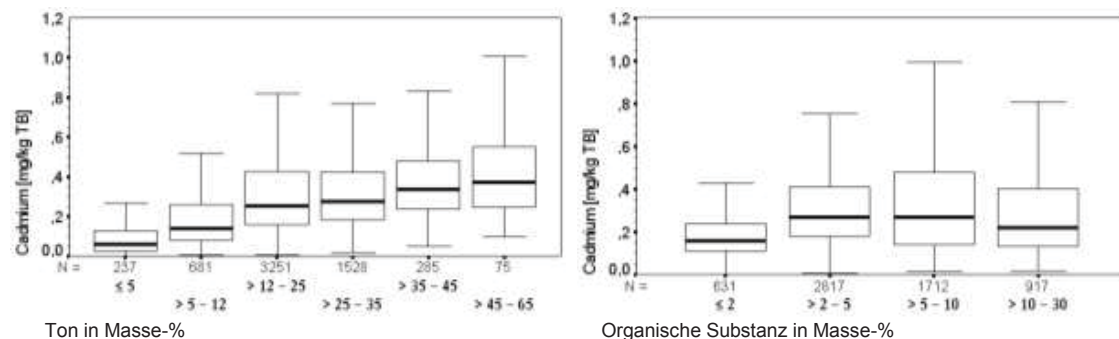


Abb. 36 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

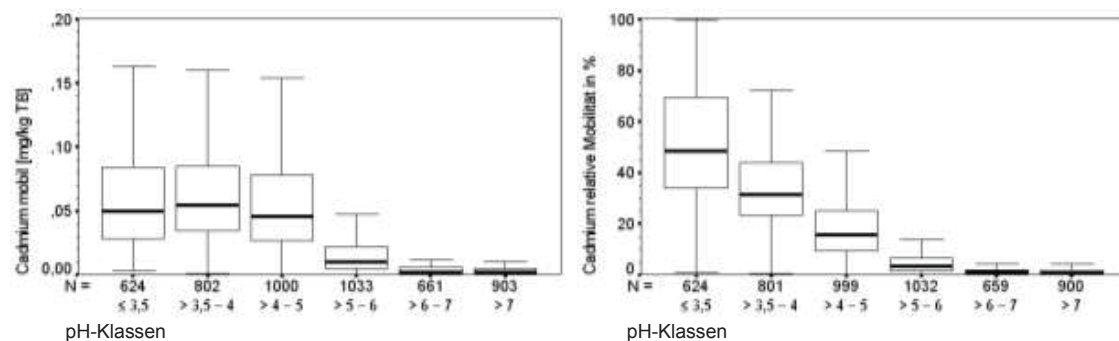


Abb. 37 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Vereinfacht lässt sich die Regel ableiten, dass mit steigendem Ton- und Humusgehalt auch der Cd-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Cd_{ges}) leicht ansteigt. In Humus-reichen Böden sind die Cd_{ges}-Gehalte allerdings oft etwas rückläufig. Sie sind häufig sehr sauer, wodurch Cd nur labil gebunden ist und vermutlich vertikal verlagert wird.

Der Gehalt an NH₄NO₃-extrahierbarem (mobilem) Cd (Cd_{mob}) und vor allem der relative Anteil am Gesamtgehalt zeigen die ausgeprägte Abhängigkeit von der Bodenreaktion (siehe Abb. 37). Anders als bei den übrigen untersuchten Spurenelementen beginnt eine merkliche Steigerung der Mobilgehalte schon bei pH-Werten < 6 und der mobile Anteil am Gesamtgehalt ist ungleich höher. Unterhalb pH 4, wie es für Waldoberböden typisch ist, liegen üblich 30-90% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor.

Die Oberböden des Untersuchungsraums enthalten im Mittel 0,49 mg Cd_{ges}/kg. Der typische Konzentrationsbereich reicht von 0,17 - 0,97 mg Cd_{ges}/kg. Tendenziell weisen die quarzitischen Böden etwas geringere Cd_{ges}-Gehalte auf als die Böden aus devonischen Peliten. Dies war zu erwarten und auch im Unterboden sind substratbedingte Unterschiede zu beobachten. Die Nutzung jedoch beeinflusst die Höhe des Gesamtgehalts im Oberboden stärker als die Substratzusammensetzung. Substratunabhängig liegen im Untersuchungsraum die mittleren Gesamtgehalte in den Oberböden für die Nutzung Wald bei 0,31 (0,11 - 0,62), für Acker bei 0,50 (0,36 - 0,73) und für Grünland bei 0,61 mg Cd_{ges}/kg (0,38 - 1,04). So liegt der Mittelwert in quarzitischen Grünlandböden mit 0,58 mg Cd_{ges}/kg (0,36 - 1,16)

Tab. 36 Cadmium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

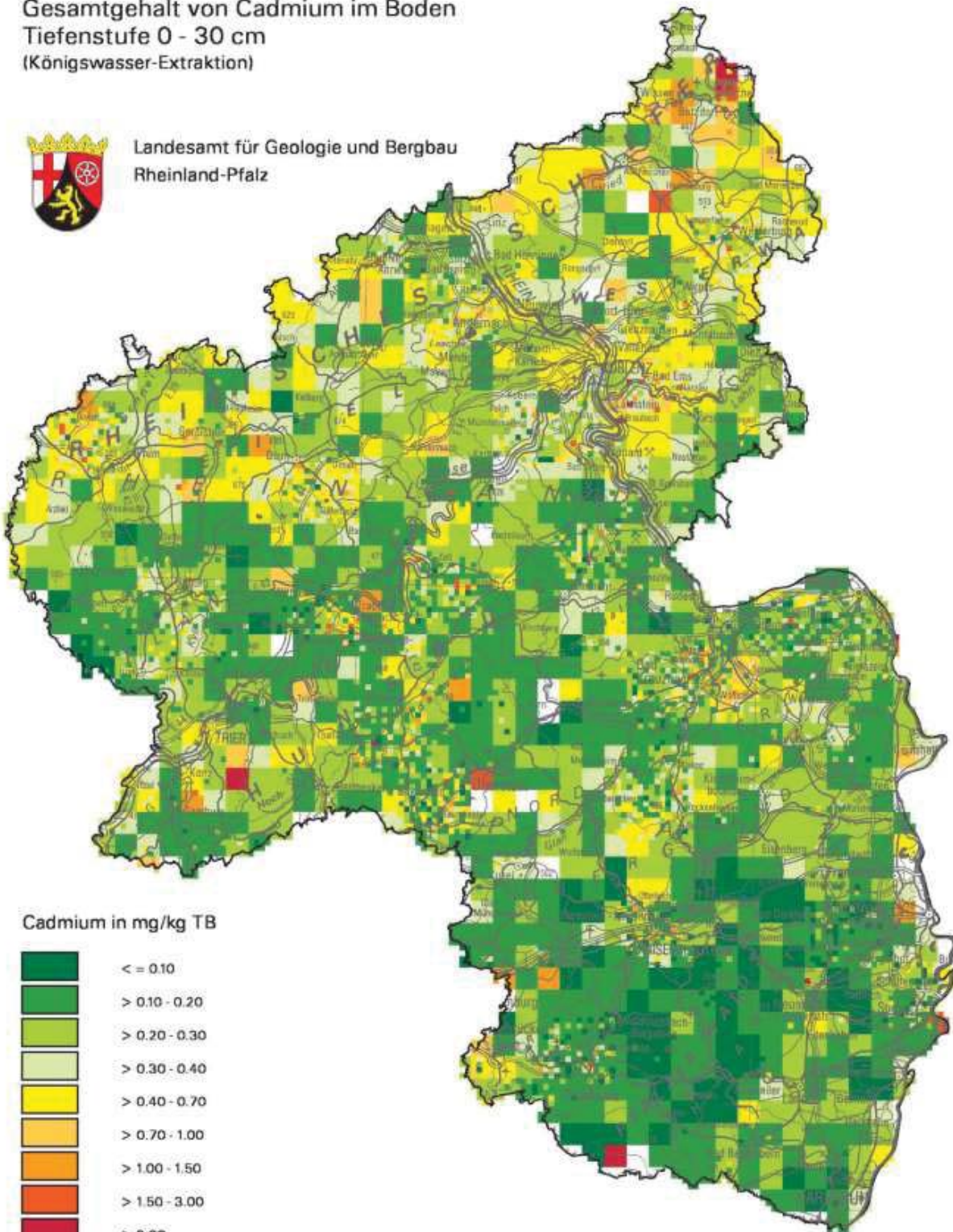
Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	39	0,50	0,70	1,10	1,26	1,80
Oberboden, Wald	47	0,08	0,16	0,34	0,47	0,70
Oberboden, Grünland	11	0,50	0,60	1,04	1,45	1,68
Unterboden	77	0,04	0,07	0,11	0,16	0,20
Untergrund	82	0,02	0,04	0,07	0,09	0,11
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	35	0,015	0,037	0,095	0,150	0,165
Oberboden, Wald	42	0,026	0,040	0,068	0,093	0,126
Oberboden, Grünland	11	0,004	0,015	0,050	0,079	0,096
Unterboden	72	0,010	0,020	0,031	0,045	0,062
Untergrund	55	0,003	0,004	0,006	0,010	0,011
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)						
pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	104	0,40	0,57	0,89	1,05	1,51
Oberboden, Wald	133	0,09	0,16	0,29	0,40	0,58
Oberboden, Grünland	14	0,34	0,48	0,73	0,88	0,94
Unterboden	202	0,05	0,07	0,10	0,16	0,19
Untergrund	13	0,08	0,12	0,23	0,31	0,33
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	77	0,023	0,096	0,164	0,265	0,336
Oberboden, Wald	97	0,034	0,057	0,084	0,124	0,146
Oberboden, Grünland	12	0,002	0,003	0,006	0,015	0,011
Unterboden	171	0,010	0,018	0,029	0,040	0,056
Untergrund	9	0,001	0,005	0,021	0,039	0,049

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

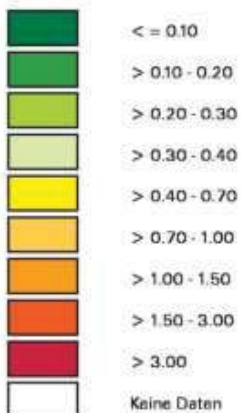
Gesamtgehalt von Cadmium im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Cadmium in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



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

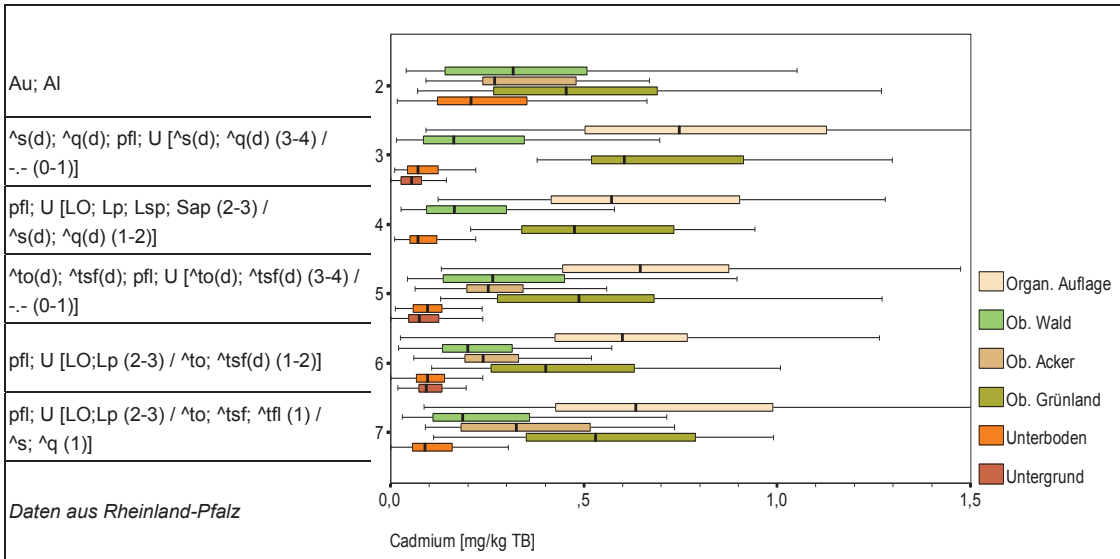


Abb. 38 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Boden

gut doppelt so hoch als in pelitischen Waldoberböden. Diese enthalten durchschnittlich 0,27 mg Cd_{ges}/kg (0,11 - 0,63). Wahrscheinlich liegt die Ursache in den geringen pH-Werten der Waldböden, wodurch das hochmobile Cd aus dem Bodenbildungsbereich hinaus in tiefere Schichten ausgetragen wird. Zudem können Stoffeinträge durch Dünger, Kompost, Klärschlamm etc. die Unterschiede zwischen landwirtschaftlich und forstlich genutzten Böden verstärken. Dass insbesondere Grünlandböden höhere Cd_{ges} -Gehalte als Waldböden besitzen, wurde in allen Landesteilen schon bei früheren Bodenzustandsberichten beobachtet.

Die thematische Karte der Cd-Gehalte im Oberboden (siehe Kartenanlage) zeigt, dass großflächig die Gehaltsklasse 0,4 - 0,7 mg Cd_{ges}/kg dominiert. Dies entspricht der Verbreitung der Pelit-haltigen Substrate. Innerhalb dieser Fläche erfolgt eine vergleichsweise häufige Darstellung der Kreisdiagramme, die nur bei Überschreitung des substratabhängigen Medians angezeigt werden. Die Überschreitungen kommen im gesamten Untersuchungsraum vor. Ein räumlicher Schwerpunkt ist nicht zu erkennen.

Da in 95% der untersuchten Oberböden der pH-Wert unterhalb pH 6 liegt, gilt für die überwiegend lehmigen Böden der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg . Diesen Schwellenwert überschreiten fast 2/3 der Oberböden. Immerhin enthalten knapp 10% der untersuchten Standorte mehr als 1 mg Cd_{ges}/kg , dem nächst höheren Vorsorgewert. Diese relativ hohen Gehalte können in allen Substraten und im gesamten Untersuchungsraum auftreten. Gemeinsam ist ihnen, dass sie überwiegend als Grünland genutzt werden. Im Untersuchungsraum wurden die höchsten Gehalte mit etwas über 1,5 mg Cd_{ges}/kg in 2 Grünlandböden gefunden.

Die **Humusaufgaben** der **Waldböden** enthalten im Untersuchungsraum im Mittel 0,81 mg Cd_{ges}/kg . 80% der untersuchten Proben aus dieser Schicht enthalten zwischen 0,40 und 1,34 mg Cd_{ges}/kg . Im Vergleich mit anderen Landesteilen sind dies leicht überdurchschnittliche Werte. Im Mittel ist in den Humusaufgaben der Nadelwälder etwas mehr Cd_{ges} zu finden als in denen der Laubwälder, wobei in beiden Waldformen die Werte stark streuen.

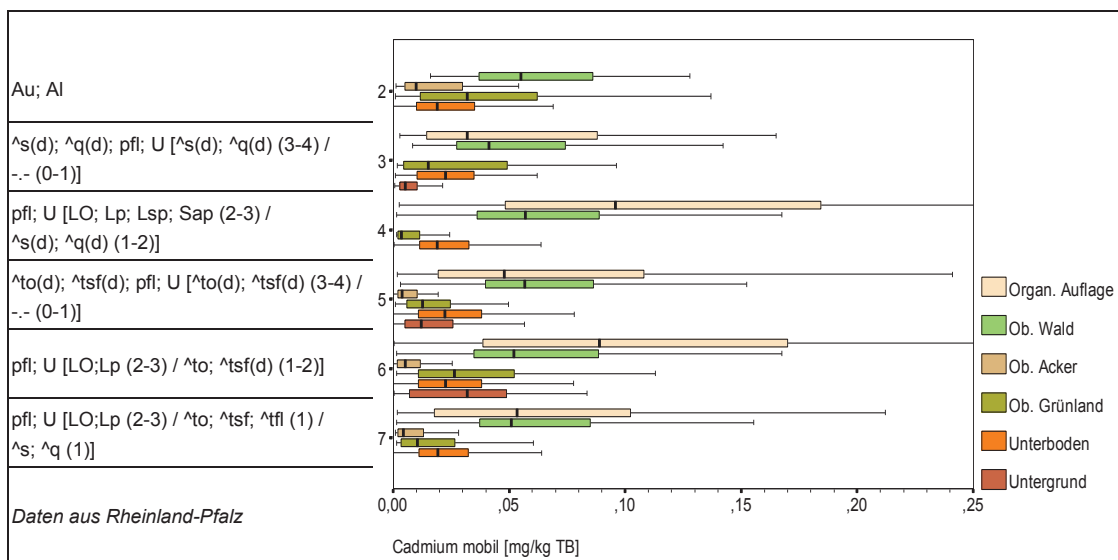


Abb. 39 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Boden

Annähernd alle Humusauflagen besitzen im Untersuchungsraum einen (meist deutlich) höheren Cd_{ges} -Gehalt als der folgende Oberbodenhorizont. Im Mittel enthält der Oberboden nur noch etwa 30% des Cd_{ges} -Gehaltes der Humusaufgabe. In Abhängigkeit von Baumbestand und Mächtigkeit der Humusaufgabe schwankt dieser Wert mit 10-90% zwar erheblich, eine deutliche Anreicherung in der Humusaufgabe ist für Waldböden aber charakteristisch. Die Zusammensetzung des Mineralbodens beeinflusst den Cd_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe nicht signifikant.

Trotz der deutlichen Cd_{ges} -Anreicherung stellen Humusauflagen aufgrund der geringen Mächtigkeit und der geringen Dichte bezogen auf den gesamten Standort keinen erheblichen Speicher für dieses Schwermetall dar.

Nach Zink ist Cadmium neben Nickel das untersuchte Schwermetall mit dem höchsten prozentualen Mobilanteil am Gesamtgehalt. In starker Abhängigkeit vom pH-Wert variiert der Mobilanteil am Cd_{ges} -Gehalt in einem weiten Bereich von überwiegend 2 bis 30 %. In stark sauren Humusaufgaben mit einem pH-Wert $\leq 3,5$ beträgt der mittlere Mobilgehalt im Untersuchungsraum 0,128 mg $\text{Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,107 - 0,199). Dort sind durchschnittlich 19% (12 - 58%) des Gesamtgehaltes nur labil gebunden. Die bevorzugte Bindung an organische Substanz führt dazu, dass der Anteil nicht noch höher ist. In vergleichbar sauren Oberböden liegt etwa die Hälfte des Gesamtgehaltes in mobilen Bindungsformen vor. Der pH-Wert von mehr als der Hälfte der Humusaufgaben befindet sich im Bereich zwischen 3,5 und 5. Bei ihnen liegt der Mobilgehalt schon nur noch bei durchschnittlich 0,029 mg $\text{Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,018 - 0,100), was einem Anteil am Gesamtgehalt von 3% (2 - 11%) entspricht. In frisch gekalkten Humusaufgaben mit pH-Werten > 5 halbiert sich der Mobilgehalt nochmals auf durchschnittlich 0,015 mg $\text{Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,012 - 0,029). Dies sind durchschnittlich 2% (1 - 5%) des Gesamtgehaltes.

Der im Mittel um 0,5-Einheiten höhere pH-Wert der Laubwald-Humusaufgaben führt dazu, dass in ihnen der mittlere Mobilgehalt mit 0,025 mg $\text{Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,003 - 0,090) um mehr als die Hälfte geringer als im Nadelwald (0,062 mg $\text{Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,020 - 0,165)) ist. Bei allen Waldformen treten durch Bodenschutzkal-

Tab. 37 Cadmium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon)						
(überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
\wedge to; \wedge tsf; \wedge tf1 (d); pfl; U [(\wedge to; \wedge tsf; \wedge tf1) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	165	0,44	0,63	0,85	1,23	1,45
Oberboden, Wald	176	0,13	0,25	0,40	0,51	0,81
Oberboden, Acker	81	0,19	0,25	0,33	0,45	0,50
Oberboden, Grünland	80	0,27	0,48	0,64	0,80	1,08
Unterboden	250	0,06	0,09	0,12	0,16	0,22
Untergrund	335	0,04	0,07	0,11	0,17	0,22
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	125	0,018	0,041	0,092	0,169	0,193
Oberboden, Wald	159	0,040	0,055	0,080	0,119	0,134
Oberboden, Acker	76	0,002	0,003	0,007	0,014	0,014
Oberboden, Grünland	78	0,006	0,012	0,021	0,039	0,042
Unterboden	226	0,009	0,020	0,034	0,050	0,070
Untergrund	251	0,003	0,009	0,019	0,032	0,042
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tf1) (d) (1-2)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	101	0,26	0,40	0,62	0,82	1,01
Unterboden	491	0,07	0,09	0,13	0,17	0,22
Untergrund	24	0,07	0,09	0,13	0,20	0,20
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	98	0,011	0,026	0,045	0,082	0,095
Unterboden	427	0,010	0,021	0,034	0,048	0,069
Untergrund	24	0,001	0,016	0,035	0,053	0,084
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tf1) (d) (1)] / (\wedge s(d); \wedge q(d)) (1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	64	0,42	0,60	0,92	1,32	1,65
Oberboden, Wald	85	0,11	0,18	0,35	0,53	0,72
Oberboden, Acker	13	0,17	0,33	0,54	0,72	0,73
Oberboden, Grünland	38	0,35	0,53	0,79	0,89	0,99
Unterboden	123	0,06	0,08	0,14	0,18	0,23
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	55	0,013	0,033	0,091	0,144	0,192
Oberboden, Wald	75	0,037	0,049	0,084	0,112	0,137
Oberboden, Acker	13	0,002	0,004	0,014	0,023	0,028
Oberboden, Grünland	37	0,003	0,011	0,026	0,040	0,055
Unterboden	111	0,010	0,017	0,027	0,038	0,050

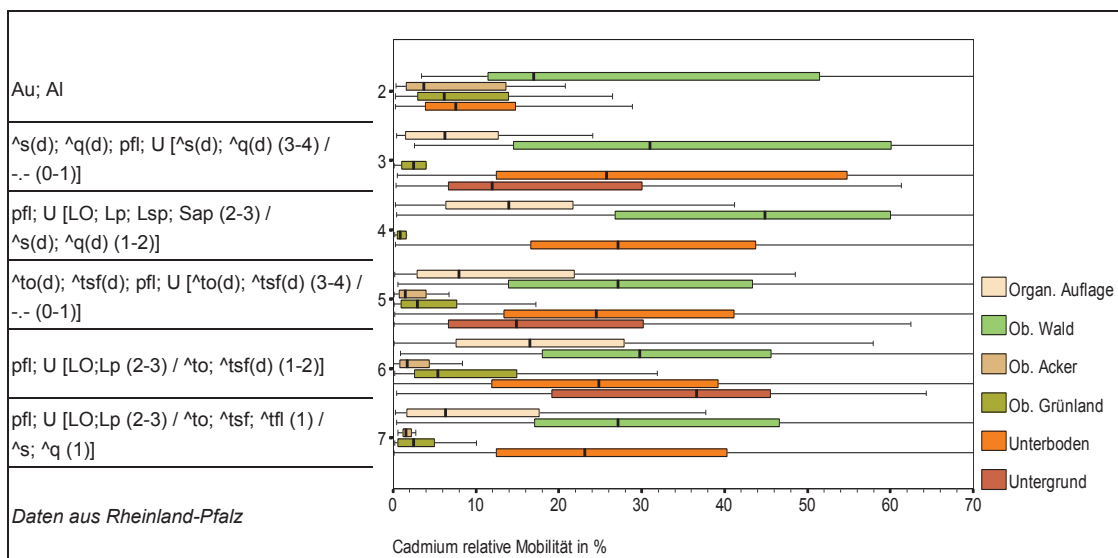


Abb. 40 Relative Mobilität von Cadmium im Boden

kungen so große pH-Schwankungen und damit so unterschiedliche Cd_{mob} -Gehalte auf, dass Mittelwerte für die Humusauflage eine nur eingeschränkte Aussagekraft haben.

Während der Cd_{ges} -Gehalt mit der Tiefe meist stark abnimmt, bleibt der Cd_{mob} -Gehalt im Mineralboden auf ähnlichem Niveau oder steigt sogar noch etwas an. Auch hier spielt der niedrigere pH-Wert der Waldoberböden die entscheidende Rolle (siehe unten). Der sehr unterschiedliche vertikale Konzentrationsverlauf von Gesamt- und Mobilgehalt ist typisch für saure Waldböden.

In den 64 beprobten Waldböden des Untersuchungsraums wurden im obersten Mineralbodenhorizont im Mittel $0,26 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ ($0,10 - 0,62$) gefunden. Dies ist etwa $\frac{1}{4}$ des Gehaltes ihrer Humusauflage. Im landesweiten Vergleich weisen die Waldoberböden im Mittel einen etwa 30-40% erhöhten Cd_{ges} -Gehalt auf. Ein ähnliches Bild zeigen auch die landwirtschaftlich genutzten Böden.

Im obersten Mineralbodenhorizont der sandig/quarzitischen Waldböden finden sich durchschnittlich $0,21 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ ($0,04 - 0,42$). Folgende Horizonte, die noch zum Oberboden zählen, weisen vergleichbare Werte auf. Unterhalb des Oberbodens gehen die Gehalte dann stark zurück. In den sandig/quarzitischen Unterböden beträgt der Mittelwert nur noch $0,04 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ ($0,02 - 0,16$). In den tiefsten Bodenbereichen halbiert sich dieser Wert nochmal. Anders als die Oberböden weisen die tieferen Horizonte hingegen übliche oder sogar leicht unterdurchschnittliche Werte auf.

Die pelitischen Waldoberböden enthalten im obersten Mineralbodenhorizont mit durchschnittlich $0,27 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ ($0,11 - 0,63$) etwas mehr Cd_{ges} als die sandig/quarzitischen Waldböden. In den darunter folgenden Oberbodenhorizonten steigt der Cd_{ges} -Gehalt weiter auf durchschnittlich $0,41 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ ($0,21 - 1,00$) an. Der Lösslehmanteil hat keinen erkennbaren Einfluss auf den Cd_{ges} -Gehalt.

Wie im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite gehen die Cd_{ges} -Gehalte mit weiter zunehmender Tiefe dann aber deutlich zurück. In den Unterboden- und Untergrundhorizonten wurden durchschnittlich $0,11 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ ($0,04 - 0,29$) gefunden. Dies sind Werte, die bei diesen Substraten auch in anderen Landesteilen vorkommen.

Dass bei leicht erhöhten Gehalten in Humusauflage und Oberboden die Konzentrationen in den tiefen Profilschnitten bei allen Substraten auf übliche Werte zurückgehen, deutet darauf hin, dass im Unter-

suchungsraum überdurchschnittliche Einträge in die Böden erfolgten. Es ist anzunehmen, dass erhöhte Immissionen heute nicht mehr auftreten, da insbesondere in den pelitischen Waldböden die höchsten Cd_{ges} -Gehalte nicht mehr im obersten Mineralbodenhorizont, sondern im folgenden Horizont zu finden sind.

Beim Mobilgehalt bestehen in Waldoberböden zwischen den Substraten keine signifikanten Unterschiede. Unter Wald liegt der Mittelwert bei allen wichtigen Substratgruppen im Oberboden um 0,06 mg Cd_{mob}/kg . In den sandig/quarzitischen Waldoberböden streuen die Mobilgehalte mit einer Spanne von 0,012 - 0,164 mg Cd_{mob}/kg stärker als in den pelitischen Waldoberböden (0,037 - 0,115 Cd_{mob}/kg). Dies sind Werte, die im Wertebereich der landesweiten substratabhängigen Daten liegen (siehe Tab. 36 und 37). Von extrem sauren Humusaufgaben abgesehen ist der Oberboden die Zone im Waldboden mit den höchsten Mobilgehalten.

In den sandig/quarzitischen Waldoberböden liegt im Mittel etwa die Hälfte des Cd_{ges} -Gehaltes in leicht mobilisierbarer Bindungsform vor. Obwohl der pH-Wert in den pelitischen Waldoberböden nur leicht höher ist, sinkt der Mobilanteil in ihnen auf durchschnittlich etwa einem Viertel des Gesamtgehaltes.

Der Mobilgehalt wird maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Cd_{ges} -Gehalt bestimmt. In Oberböden mit vergleichsweise günstigem pH-Wert von > 4 liegt die mittlere Konzentration bei 0,049 mg Cd_{mob}/kg und der Anteil am Cd_{ges} bei durchschnittlich 12%. Die große Mehrheit der Waldoberböden weist aber einen pH-Wert zwischen 3 und 4 auf. In ihnen steigt der Anteil am Cd_{ges} schon auf 31%. In den wenigen Oberböden, die noch tiefere pH-Werte besitzen, lag dieser Wert immer deutlich über 50%.

Deutlich geringere Cd_{ges} -Gehalte und der leichte Anstieg des pH-Wertes führen in den tieferen Horizonten zu sehr geringen Mobilgehalten. Im Unterboden liegen im Mittel nur noch 20 bis 30% und im Untergrund etwa 10-20 % des Cd_{ges} mobil gebunden vor.

In den sandig/quarzitischen Unterbodenhorizonten sind im Untersuchungsraum im Mittel 0,015 mg Cd_{mob}/kg (0,007 - 0,030) zu finden. Dies entspricht einer mittleren Verfügbarkeit von 28% (13 - 63%) des Cd_{ges} -Gehaltes. In ihren Untergrundhorizonten sind es durchschnittlich nur noch 0,005 mg Cd_{mob}/kg (0,003 - 0,008).

Der verfügbare Anteil am Cd_{ges} -Gehalt liegt in den pelitischen Unterböden geringfügig geringer als in den quarzitischen Unterböden. Ihr höherer Cd_{ges} -Gehalt führt aber mit durchschnittlich 0,029 mg Cd_{mob}/kg (0,011 - 0,074) zu höheren absoluten Mobilgehalten. Deutlich niedrigere Mobilgehalten weisen offensichtlich ihre Untergrundhorizonte mit durchschnittlich 0,012 mg Cd_{mob}/kg auf. Eine geringe Anzahl an Proben verhindert allerdings die statistische Absicherung. Dieser Wert entspricht aber weitgehend des landesweiten Hintergrundwerten.

Wie eingangs erwähnt sind die Cd_{ges} -Gehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich höher als in Waldböden. Die überwiegend Pelit-reichen **Ackerböden** des Untersuchungsraums enthalten im Oberboden durchschnittlich 0,50 mg Cd_{ges}/kg . Typisch sind Konzentrationen zwischen 0,36 und 0,73 mg Cd_{ges}/kg . Bei einem Mittelwert von 0,25 mg Cd_{ges}/kg bewegen sich landesweit die Cd_{ges} -Gehalte in Pelit-reichen Ackerböden hingegen nur zwischen 0,19 und 0,45 mg Cd_{ges}/kg (siehe Tab. 37). Dies sind in etwa auch Werte, die substratunabhängig für alle rheinland-pfälzische Ackerböden gelten. Warum in der weiteren Umgebung von Bleialf in den landwirtschaftlich genutzten Böden überdurchschnittliche Cd_{ges} -Gehalte zu finden sind, ist ungeklärt. Da in den Waldoberböden ebenfalls leicht überdurchschnittliche Cd_{ges} -Gehalte festgestellt wurden, jedoch nicht in den tieferen Horizonten, ist ein leicht erhöhter anthropogener Anteil nicht auszuschließen.

Trotz Kalkung liegt der pH-Wert in allen beprobten Ackerböden des Untersuchungsraums unterhalb pH 6. Daher gilt für die überwiegend lehmigen Böden der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg. In fast 70 % der Fälle wird dieser Schwellenwert überwiegend leicht überschritten. In einem Ackerboden liegt der Gesamtgehalt zudem etwas über dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von 1 mg Cd_{ges}/kg.

Die im Mittel leicht erhöhten Gesamtgehalte führen auch zu entsprechend höheren Mobilgehalten. Für den Untersuchungsraum gilt für Ackerböden ein Mittelwert von 0,009 mg Cd_{mob}/kg. Die Mobilgehalte schwanken typisch zwischen 0,002 und 0,027 Cd_{mob}/kg. Auch dies sind überdurchschnittliche Werte für Pelit-reiche Ackerböden. Dass bei den vorherrschenden pH-Werten etwa 0,5 - 5% des Gesamtgehaltes leicht mobilisierbar gebunden ist, entspricht dem natürlichen Verhalten dieses Schwermetalls.

Bei pH-Werten < 5 kann der Mobilgehalt auf > 10% des Gesamtgehaltes ansteigen. Bei solch tiefen pH-Werten ist nicht nur wegen der erhöhten Mobilgehalte, sondern allein schon wegen der Ertragsfähigkeit der Ackerböden, eine Kalkung zu empfehlen.

Außerhalb der Auen enthält der oberste Mineralbodenhorizont der **Grünlandböden** im Untersuchungsraum durchschnittlich 0,64 mg Cd_{ges}/kg. Typisch sind Werte zwischen 0,44 und 0,99 mg Cd_{ges}/kg. In etwa 2/3 der Fälle sinkt der Cd_{ges}-Gehalt zum folgenden Horizont überwiegend geringfügig ab. Die mittlere Abnahme beträgt aber nur 0,05 mg Cd_{ges}/kg. Substratunterschiede sind ebenfalls kaum erkennbar. Tendenziell sind die Quarzit-reichen Grünlandoberböden geringfügig Cd_{ges}-ärmer als die Pelit-haltigen. Im Untersuchungsraum liegen die Gesamtgehalte der Grünlandböden aus devonischen Peliten etwa 30 - 40 % höher als im Land üblich (siehe Tab. 37).

Da der pH-Wert in über 90% der untersuchten Grünlandböden unter 6 liegt, gilt flächig der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg. Nur etwa 8 % der Grünlandböden hält den Vorsorgewert ein, während fast ein Viertel der Böden mehr als das Doppelte enthält. Der Maßnahmenwert für Grünlandböden der BBodSchV (1999) von 20 mg Cd_{ges}/kg für den Schadstoffübergang Bodennutzpflanze wird bei einem Maximalgehalt von 1,7 mg Cd_{ges}/kg jedoch in keinem Boden auch nur annähernd erreicht.

Die für diese Nutzung vergleichsweise günstigen pH-Werte führen dazu, dass die Mobilgehalte hingegen unterdurchschnittlich sind. In pelitischen Grünlandböden wurde ein Mittelwert von 0,009 mg Cd_{mob}/kg (0,002 - 0,035) festgestellt, was einem Anteil am Gesamtgehalt von 1,2 % (0,3 - 8%) entspricht. Die quarzitischen Grünlandoberböden weisen durchschnittlich sogar nur 0,005 mg Cd_{mob}/kg (0,002 - 0,052) auf. Dies ist ein Anteil am Gesamtgehalt von 0,8% (0,3 - 4%).

Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,025 mg Cd_{mob}/kg wird in knapp einem Viertel der untersuchten

Tab. 38 Cadmium in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	106	0,26	0,41	0,67	0,86	1,27
Unterboden	186	0,11	0,19	0,30	0,41	0,58
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	108	0,011	0,031	0,058	0,094	0,124
Unterboden	171	0,009	0,017	0,029	0,045	0,058

Grünlandoberböden überschritten. Dies tritt ein, wenn der pH-Wert deutlich unter 5 sinkt. Für solche Standorte ist eine Kalkung empfehlenswert.

Die Grünlandoberböden der **Auensedimenten** weisen im Untersuchungsraum mit durchschnittlich 0,73 mg Cd_{ges}/kg (0,39 - 1,14) einen etwas höheren Cd_{ges}-Gehalt auf als die übrigen Grünlandböden. Dies ist auch deutlich mehr als im landesweiten Durchschnitt (siehe Tab. 38). Dass dies der ehemalige Bergbau verursachte, ist nicht erkennbar. Grünlandböden, die aufgrund sehr hoher Bleigehalte nachweislich durch den Bergbau beeinträchtigt sind, zeigen keine signifikant höheren Cd_{ges}-Gehalte. Zudem finden sich Auenböden mit mehr als 1 mg Cd_{ges}/kg auch in Tallagen, wo eine direkte Beeinflussung durch den Bergbau auszuschließen ist.

Innerhalb des humosen Oberbodens ist eine vertikale Abnahme des Cd_{ges}-Gehaltes zunächst nicht zu beobachten. Die tieferliegenden Horizonte der Auenböden sind dann aber meist merklich Cd-ärmer. In einer Tiefe von mehr als 20 cm beträgt der Mittelwert nur noch 0,17 mg Cd_{ges}/kg (0,05 - 0,53). Die Ursache für die eher oberflächennahe Anreicherung konnte nicht geklärt werden.

Im Oberboden beträgt der mittlere Mobilgehalt 0,034 mg Cd_{mob}/kg (0,021 - 0,118), was einem Anteil am Gesamtgehalt von 6% (2 - 14%) entspricht. Dies deckt sich in etwa mit den landesweiten Daten. Geringere pH-Werte im Unterboden führen dazu, dass die Mobilgehalte mit der Tiefe nicht so deutlich wie die Gesamtgehalte abnehmen. In ihnen wurden durchschnittlich 0,019 mg Cd_{mob}/kg (0,002 - 0,04) gemessen.

4.2.4. Chrom

Der Chrom-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Cr_{ges}) steht in Sedimentgesteinen und Böden in engem Zusammenhang zum Ton- und Eisengehalt (siehe Abb. 41). So zählen Tonsteine und Schiefer mit typischen Konzentrationen von 60 - 120 mg/kg zu den Gesteinen mit überdurchschnittlichem Cr-Gehalt (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Die Gesteinsgruppe der Pelite umfasst neben Tonsteinen auch die deutlich Cr-ärmeren Schluffsteine. Je nach Mischungsverhältnis schwankt entsprechend der lithogene Gehalt dieser Sedimentgesteine. Die ebenfalls im Untersuchungsraum kleinräumig vorkommenden Sandsteine und Quarzite sind mit lithogenen Gehalten von 20 bis 40 mg/kg hingegen vergleichsweise Cr-arm.

In weiten Teilen des Untersuchungsraums herrschen lehmige Substrate mit Tongehalten zwischen 22 und 30 Masse-% vor. Der mittlere Eisengehalt beträgt 3,1 Masse-% (2,2 - 3,9). Daher sind großräumig Gehalte zwischen 20 und 60 mg Cr_{ges}/kg zu erwarten.

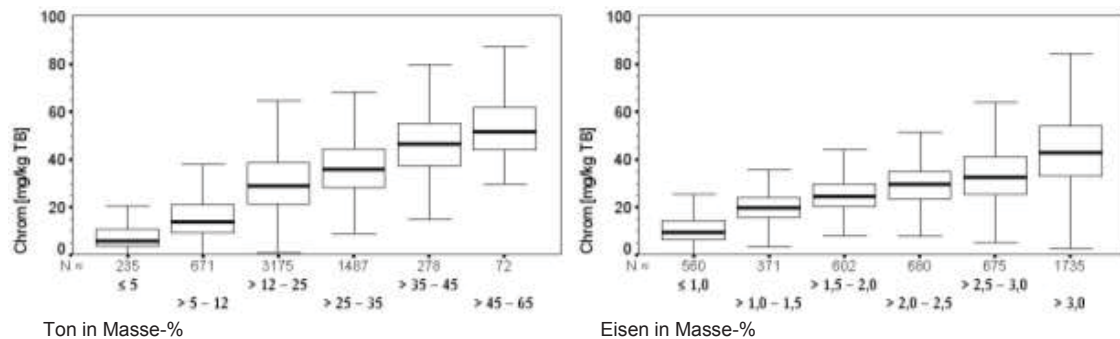


Abb. 41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

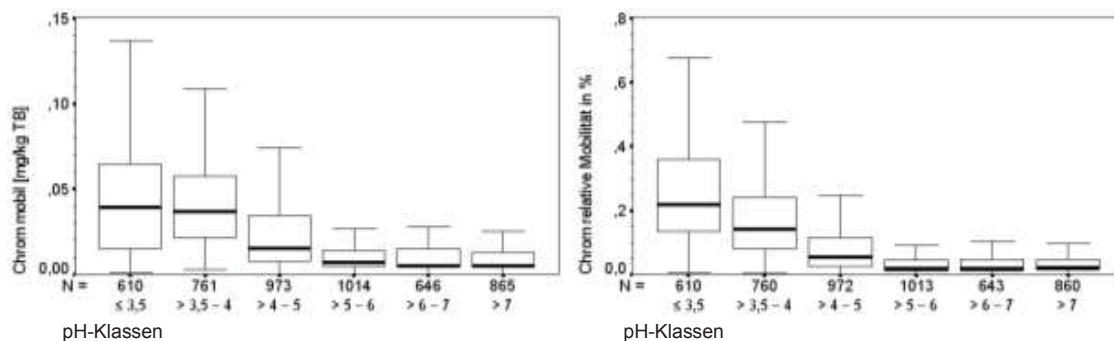


Abb. 42 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Chrom ist ein vergleichsweise immobiles Schwermetall. Nur ein geringer Anteil des Cr_{ges} ist leicht verfügbar. Wie bei den meisten Elementen steigt der absolute Mobilgehalt (Cr_{mob}) als auch der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt (relative Verfügbarkeit) mit sinkendem pH-Wert zunächst an, jedoch stagniert der absolute Mobilgehalt bei pH-Werten unter 3,5 bzw. nimmt sogar wieder ab. Die relative Verfügbarkeit steigt allerdings weiter leicht an. Ein ähnliches Verhalten zeigt auch das - allerdings hochmobile - Cadmium. Vermutlich wird Chrom, sofern es in labile Bindungsformen übergeht, bei solch niedrigen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert, was eine Abnahme in den obersten Horizonten zur Folge hat. Auch bei pH-Werten < 3,5, in dem die maximale Mobilität erreicht wird, liegt der mittlere Mobilanteil am Gesamtgehalt bei nur 0,2% (0,1 - 0,8%).

Typisch für den Untersuchungsraum sind im Oberboden Cr_{ges} -Gehalte von 20-40 mg Cr_{ges} /kg. Über 70 % der untersuchten Oberböden liegen in diesem Wertebereich. Mit einem Median von 32 mg Cr_{ges} /kg (18 - 40) weisen die weiträumig vorkommenden Pelit-reichen Substrate die höchsten Cr_{ges} -Gehalte im Untersuchungsraum auf. Die vergleichsweise seltenen Quarzit-reichen Substrate besitzen im Oberboden einen nutzungsunabhängigen Mittelwert von 21 mg Cr_{ges} /kg (16 - 35). Sie sind damit im Untersuchungsraum die Substrate mit dem geringsten Mittelwert.

Die thematische Karte der Cr-Gehalte im Oberboden (siehe Kartenanlage) zeigt, dass die Gehaltsklasse 20 - 30 mg Cr_{ges} /kg fast flächendeckend vorkommt. Im westlichen Untersuchungsraum - etwa entlang der Linie Kesfeld - Bleialf - sowie östlich des Schneifelrückens treten gehäuft leicht überdurchschnittliche Cr_{ges} -Gehalte von 30 - 40 mg Cr_{ges} /kg auf.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmig/schluffige Böden von 60 mg Cr_{ges} /kg wird in keinem der untersuchten Oberböden erreicht. Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 100 mg Cr_{ges} /kg in der Regel um mindestens die Hälfte unterschritten.

Bei einem Mittelwert von 11 mg Cr_{ges} /kg wurde in den **Humusauflagen** der **Waldböden** des Untersuchungsraums ein typischer Bereich von 4 - 24 mg Cr_{ges} /kg festgestellt. Dies sind landesweit übliche Werte für diese organische Schicht. Der Baumbestand beeinflusst den Cr_{ges} -Gehalt in den Humusauflagen nicht erkennbar. Sowohl im Mittelwert als auch in der Streuung unterscheiden sich Laub- und Nadelwaldstandorte kaum. Im Durchschnitt enthält die Humusaufgabe nur die Hälfte des Cr_{ges} -Gehaltes des folgenden Oberbodenhorizontes.

Cr ist wie Blei und Quecksilber in der organischen Auflage nur gering verfügbar. Der Mobilanteil am Cr_{ges} -Gehalt liegt in organischen Auflagen durchschnittlich bei nur 0,15% (0,07-0,33%). Der Mobilgehalt in der Humusaufgabe beträgt im Mittel 0,015 mg Cr_{mob} /kg (0,009 - 0,030). Diese Werte wurden in Laub- wie in Nadelwäldern beobachtet und liegen im landesweit üblichen Konzentrationsbereich.

Tab. 39 Chrom in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	40	7	14	19	22	26
Oberboden, Wald	48	12	16	20	25	28
Oberboden, Grünland	11	23	31	35	37	37
Unterboden	85	18	21	29	35	45
Untergrund	92	17	25	36	45	54
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	34	0,013	0,018	0,022	0,027	0,034
Oberboden, Wald	43	0,018	0,024	0,039	0,050	0,064
Oberboden, Grünland	11	0,004	0,013	0,016	0,021	0,024
Unterboden	74	0,016	0,025	0,037	0,055	0,068
Untergrund	63	0,006	0,017	0,027	0,037	0,058
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	108	10	16	20	28	33
Oberboden, Wald	135	17	21	28	35	44
Oberboden, Grünland	14	23	28	37	42	45
Unterboden	215	21	27	33	40	51
Untergrund	13	24	28	37	44	49
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	70	0,021	0,029	0,045	0,072	0,076
Oberboden, Wald	95	0,029	0,045	0,060	0,081	0,101
Oberboden, Grünland	14	0,003	0,006	0,013	0,021	0,022
Unterboden	177	0,015	0,028	0,047	0,073	0,093
Untergrund	10	0,009	0,017	0,049	0,086	0,097

Der gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden und Unterböden geringere Cr_{ges}-Gehalt ist typisch für saure **Waldoberböden**. Geringe pH-Werte führen im Boden zur vertikal gerichteten Verlagerung von Chrom. Insbesondere in stark sauren Waldböden steigen die Cr_{ges}-Gehalte mit zunehmender Tiefe leicht an, da meist auch ein leichter Anstieg des pH-Wertes stattfindet, wodurch die Verlagerung des Cr gebremst oder gestoppt wird.

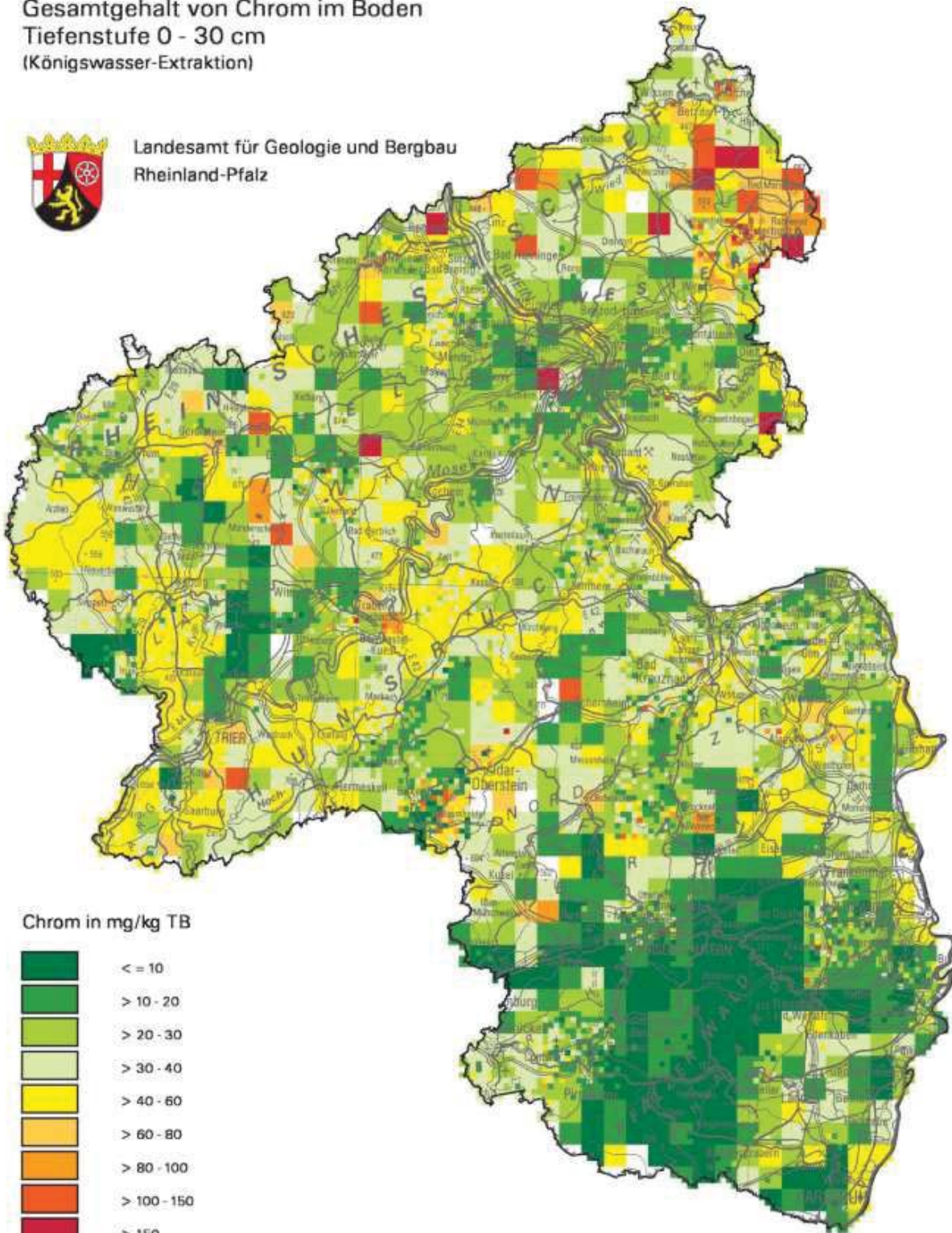
Im Untersuchungsraum unterscheiden sich Waldoberböden unterschiedlicher Substrate hinsichtlich ihres Cr_{ges}-Gehaltes nur gering. Die sandig-quarzitischen Waldoberböden enthalten im Mittel 20 mg Cr_{ges}/kg (14 - 28). Im Verbreitungsgebiet der Pelite sind die Cr_{ges}-Gehalte mit durchschnittlich 22 mg Cr_{ges}/kg (16 - 32) nur unbedeutend höher. Im Vergleich mit den Schiefen des Hunsrücks sind sie vergleichsweise Cr_{ges}-arm. Bei den pelitischen Substraten beeinflusst der Lösslehmanteil den Cr_{ges}-Gehalt nicht erkennbar. Im Verbreitungsgebiet der sandig-quarzitischen Substrate ist bei steigendem Lösslehm-Anteil hingegen eine merkliche Zunahme des Cr_{ges}-Gehaltes zu beobachten. Ob dies allerdings vom Lösslehm verursacht wird, ist ungesichert.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

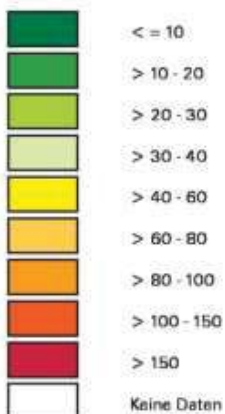
Gesamtgehalt von Chrom im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Chrom in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



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

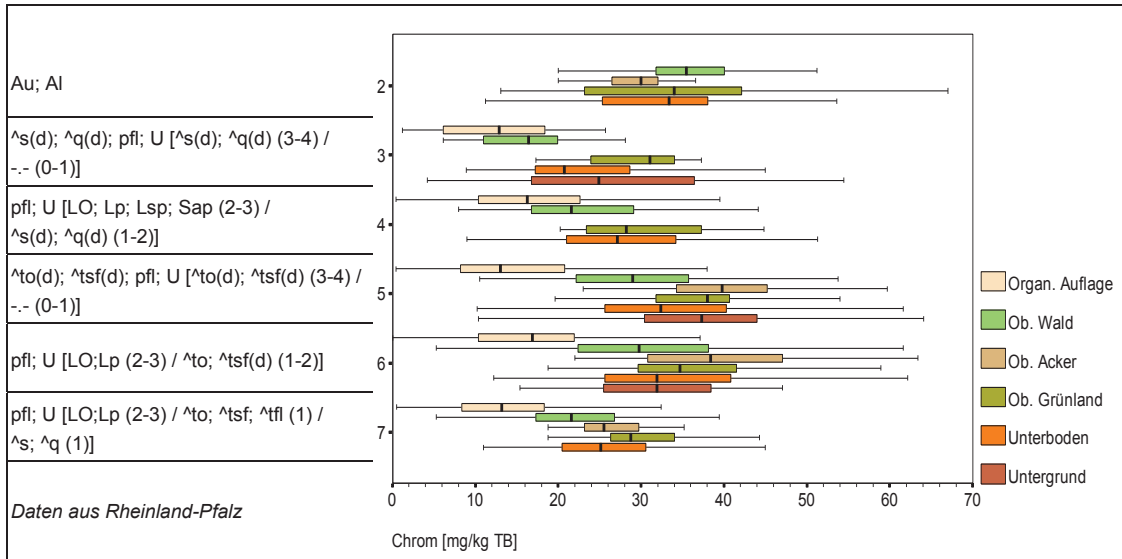


Abb. 43 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Boden

Lösslehm-freie bis -arme Substrate, die vorwiegend aus verwitterten Sandsteinen bestehen, sind typisch für die Klerfschichten. Allerdings enthalten sie häufig zudem geringe Schieferanteile. Dennoch weisen sie mit 18 mg Cr_{ges}/kg (16 - 30) den geringsten Durchschnittswert im Untersuchungsraum auf. Die quarzitischen Böden des Schneifel-Höhenzuges besitzen überwiegend mittlere Lösslehmanteile. Ihre Waldoberböden sind mit durchschnittlich 25 mg Cr_{ges}/kg (18 - 28) relativ Cr-reich. Damit liegt der Mittelwert sogar leicht über dem der Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite.

Mit zunehmender Tiefe steigen die Cr_{ges} -Gehalte in den sandig-quarzitischen Waldböden überwiegend leicht an. Dieser Anstieg ist in den Lösslehm-reicheren Böden ausgeprägter. In pelitischen Waldböden steigt hingegen der Cr_{ges} -Gehalt mit der Tiefe meist nicht an. Vielmehr gleichen Mittelwert und Wertebereich dem der Oberböden.

Die Lösslehm-freien Untergrundhorizonte aus devonischen Quarziten und Sandsteinen enthalten mit durchschnittlich 23 mg Cr_{ges}/kg (18 - 34) landesweit übliche Konzentrationen. In den pelitischen Waldböden sind die höchsten Cr_{ges} -Gehalte mit ca. 27 mg Cr_{ges}/kg in ihren Untergrundhorizonten zu erwarten. Aus dem Untersuchungsraum stehen allerdings nur relativ wenige Werte aus den tiefsten Bodenhorizonten zur Verfügung, so dass die Angabe sehr unsicher ist. Sie scheinen aber deutlich Cr_{ges} -ärmer als die Schiefer des Hunsrücks zu sein, in denen durchschnittlich 44 mg Cr_{ges}/kg gefunden wurde (HAUENSTEIN 2010).

In Waldoberböden führen höhere Cr_{ges} -Gehalte bei gleichzeitig geringeren pH-Werten zu 2 bis 3mal höheren Mobilgehalten als in der Humusauflage. Die Mittelwerte der sandig/quarzitischen und pelitischen Waldoberböden sind im Untersuchungsraum mit 0,044 und 0,040 mg Cr_{mob}/kg annähernd gleich. Auch der Schwankungsbereich von 0,01 und 0,09 mg Cr_{mob}/kg ist bei allen Substraten zu beobachten. Im Mittel liegen 0,2% (0,1 – 0,3%) des Cr_{ges} -Gehaltes in leicht mobilisierbarer Bindungsform vor. Dies ist ein wenig mehr als in der Humusauflage.

Obwohl der pH-Wert in den Waldböden des Untersuchungsraums mit zunehmender Tiefe meist nur leicht ansteigt, geht der Mobilgehalt in der Regel merklich zurück. Besonders ausgeprägt ist dies in den

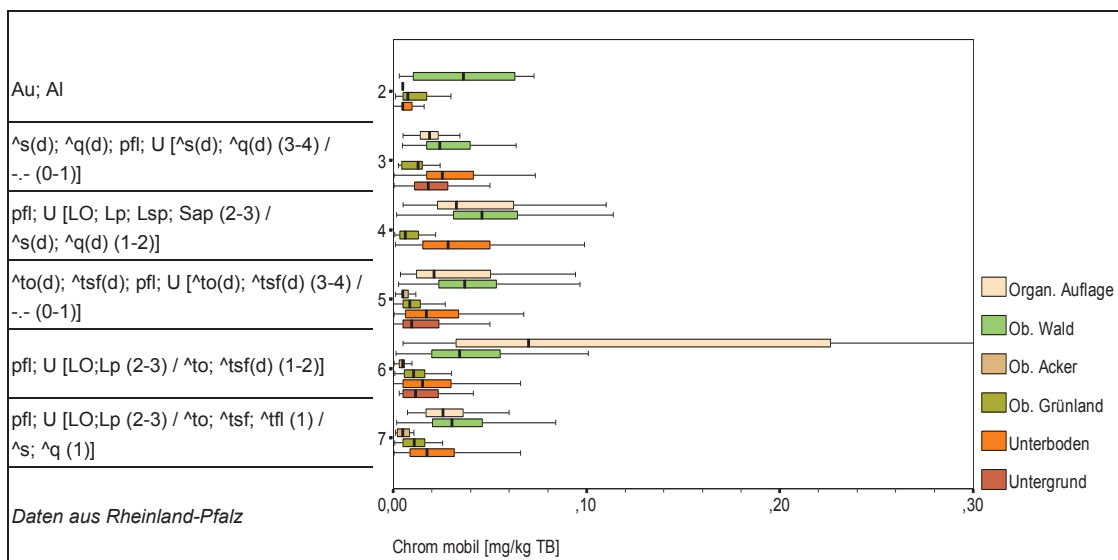


Abb. 44 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom im Boden

pelitischen Waldböden. In ihren Unterböden wurden durchschnittlich $0,016 \text{ mg Cr}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,008 - 0,032$) vorgefunden. Dies entspricht $0,07\%$ ($0,04-0,1\%$) des Cr_{ges} -Gehaltes. In den sandig/quarzitischen Unterböden liegt der Mittelwert mit $0,031 \text{ mg Cr}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,009 - 0,053$) fast doppelt so hoch. Zwar ist die Verfügbarkeit mit einem mittleren Anteil am Cr_{ges} -Gehalt von $0,10\%$ ($0,05 - 0,18\%$) etwas höher, allerdings spielt der erhöhte Cr_{ges} -Gehalt in den quarzitischen Böden mit hohem Lösslehmgehalt eine Rolle.

In den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten aller Substrate sinken die Mobilgehalte weiter ab. Sie bewegen sich im landesweit üblichen Konzentrationsbereich. Im Verbreitungsgebiet der Pelite beträgt der mittlere Anteil am Cr_{ges} -Gehalt $0,04\%$, in den sandig/quarzitischen Untergrundhorizonten sind es $0,06\%$.

Ackerböden, deren Substrate devonische Schiefer oder Pelite enthalten, weisen landesweit Durchschnittsgehalte um die $40 \text{ mg Cr}_{\text{ges}}/\text{kg}$ auf. Die Ackerböden des Untersuchungsraums sind mehrheitlich in Substraten entwickelt, die reich an devonischen Peliten sind. Sie sind Cr_{ges} -ärmer als die Schiefer. Daher enthalten diese Ackerböden mit einem Mittelwert von $33 \text{ mg Cr}_{\text{ges}}/\text{kg}$ leicht unterdurchschnittliche Konzentrationen. Der typische Konzentrationsbereich beträgt 25 bis $46 \text{ mg Cr}_{\text{ges}}/\text{kg}$ und Ausreißer wurden nicht beobachtet.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von $60 \text{ mg Cr}_{\text{ges}}/\text{kg}$ wird in keinem der untersuchten Ackeroberböden erreicht. Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von $100 \text{ mg Cr}_{\text{ges}}/\text{kg}$ immer um mindestens die Hälfte unterschritten.

Wie bei Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink sind in den Böden der landwirtschaftlichen Nutzflächen die Cr_{ges} -Gehalte höher als in Waldböden. Der Unterschied ist beim Chrom aber weniger ausgeprägt als bei den genannten Schwermetallen. Es ist anzunehmen, dass in den deutlich saureren Waldoberböden mehr Chrom mobilisiert und ausgetragen wird. So ist der mobilisierbare Anteil am Gesamtgehalt in den Waldoberböden etwa 10mal so hoch wie in den Böden der landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Tab. 40 Chrom in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	166	8	13	20	25	38
Oberboden, Wald	186	22	28	35	44	54
Oberboden, Acker	81	34	40	45	50	60
Oberboden, Grünland	75	30	37	40	42	50
Unterboden	271	26	33	41	49	62
Untergrund	342	30	37	43	50	62
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	116	0,011	0,018	0,033	0,056	0,064
Oberboden, Wald	153	0,023	0,034	0,049	0,062	0,088
Oberboden, Acker	84	<0,001	0,005	0,008	0,010	0,022
Oberboden, Grünland	81	0,005	0,008	0,014	0,021	0,027
Unterboden	233	0,006	0,015	0,031	0,047	0,068
Untergrund	271	<0,001	0,008	0,023	0,045	0,146
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	98	29	34	41	48	54
Unterboden	535	26	32	41	49	62
Untergrund	23	19	27	36	42	47
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	93	0,005	0,010	0,015	0,020	0,030
Unterboden	432	0,004	0,014	0,028	0,045	0,063
Untergrund	23	<0,001	0,012	0,020	0,024	0,083
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	65	8	13	17	25	30
Oberboden, Wald	87	17	21	27	32	39
Oberboden, Acker	13	23	26	30	32	35
Oberboden, Grünland	38	26	29	34	38	44
Unterboden	132	20	25	30	35	45
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	55	0,017	0,025	0,035	0,047	0,060
Oberboden, Wald	74	0,020	0,030	0,045	0,060	0,078
Oberboden, Acker	13	0,001	0,004	0,009	0,010	0,011
Oberboden, Grünland	35	0,005	0,010	0,016	0,020	0,026
Unterboden	119	0,008	0,016	0,029	0,043	0,059

Obwohl die Ackerböden im Untersuchungsraum für diese Nutzung verhältnismäßig geringe pH-Werte aufweisen, sind die Mobilgehalte elementtypisch gering. Der Durchschnittswert beträgt 0,006 mg Cr_{mob}/kg (0,003 – 0,012), was etwa 0,02% des Cr_{ges}-Gehaltes entspricht. In keinem der untersuchten Ackerböden wurden mehr als 0,015 mg Cr_{mob}/kg gefunden.

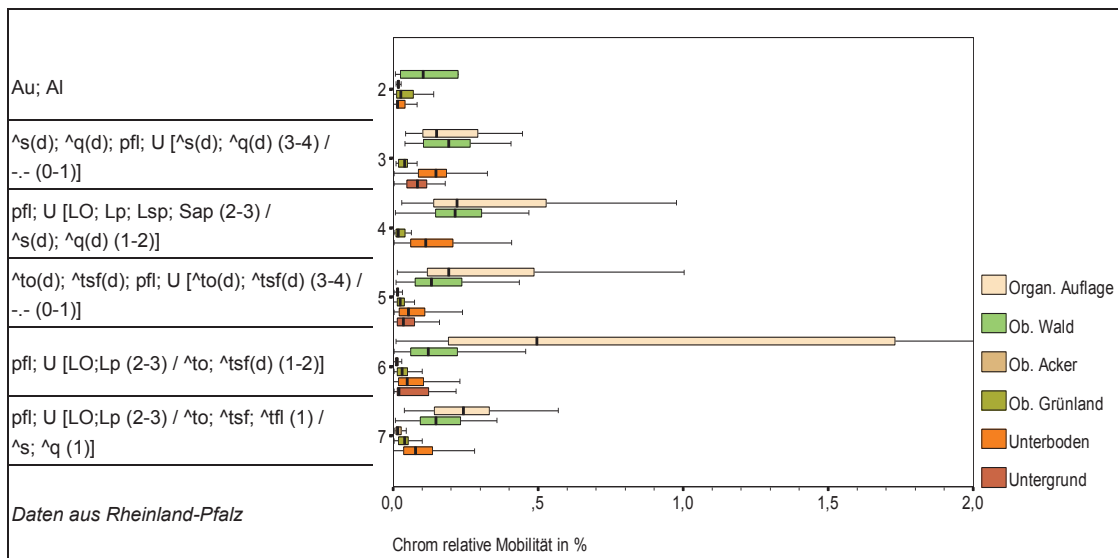


Abb. 45 Relative Mobilität von Chrom im Boden

Die Situation in den **Grünlandoberböden** gleicht den Ackerböden. Der Mittelwert beträgt außerhalb der Auengebiete im Untersuchungsraum bei dieser Nutzung 32 mg Cr_{ges}/kg. Der typische Wertebereich reicht von 23 bis 41 mg Cr_{ges}/kg. Die substratbedingten Unterschiede sind nicht ausgeprägt. Leicht überdurchschnittlich sind die am weitesten verbreiteten Pelit-reichen Grünlandböden, in denen der Mittelwert bei 37 mg Cr_{ges}/kg (28 – 42) liegt. Quarzitische und Lösslehm-reiche Grünlandböden enthalten mit durchschnittlich 29 mg Cr_{ges}/kg etwas weniger Chrom. Die Mittelwerte und die Streuung der Cr_{ges}-Gehalte stimmen sehr gut mit den landesweiten Daten für Grünlandböden überein (siehe Tab. 39 und 40).

Mit einem Maximalwert von 54 mg Cr_{ges}/kg überschritt keiner der untersuchten Grünlandböden den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Cr_{ges}/kg.

Die für diese Nutzung vergleichsweise günstigen pH-Werte führen zu relativ geringen Mobilgehalten. Wie beim Gesamtgehalt stimmen die Daten von Acker- und Grünlandböden gut überein. Substratunabhängig beträgt der Mittelwert 0,007 mg Cr_{mob}/kg (0,002 – 0,019). Damit liegen typisch zwischen 0,01 und 0,06% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor. Dies gilt für alle Substrate. Der etwas ge-

Tab. 41 Chrom in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	112	23	34	42	48	67
Unterboden	203	26	34	38	42	54
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	110	<0,001	0,007	0,017	0,055	0,302
Unterboden	174	<0,001	0,004	0,012	0,028	0,063

ringere Gesamtgehalt führt dazu, dass der Mobilgehalt in den quarzitischen Grünlandböden etwas geringer als in den Pelit-reichen Grünlandböden ist. Auch die Mobilgehalte der untersuchten Grünlandböden decken sich gut mit den landesweiten Werten.

Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Bodensickerwasser im Oberboden von 0,13 mg Cr_{mob}/kg wird in allen landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich unterschritten.

Die Grünlandböden der **Auensedimente** enthalten im Untersuchungsraum im obersten Mineralbodenhorizont durchschnittlich 24 mg Cr_{ges}/kg (16 - 31). Im darauffolgenden Horizont steigt der Gesamtgehalt häufig geringfügig an. Dies sind vergleichsweise geringe Werte. Der Maximalgehalt im Untersuchungsraum entspricht dem landesweiten Mittelwert (siehe Tab. 41). Damit enthalten diese Böden meist auch weniger Chrom als die Sedimente des Liefergebietes. Mit zunehmender Tiefe gehen die Werte dann wieder leicht zurück. Im Unterboden wurde ein Mittelwert von 21 mg Cr_{ges}/kg (16 – 26) festgestellt.

Trotz der vergleichsweise geringen Gesamtgehalte liegen die Mobilgehalte tendenziell leicht über denen der außerhalb der Auen befindlichen Grünlandböden. Der mittlere Mobilanteil am Gesamtgehalt ist im Oberboden mit durchschnittlich 0,06% (0,03 – 0,10%) merklich höher. Wie beim Nickel ist zu vermuten, dass die stärkere Vernässung häufiger zu reduzierenden Verhältnisse führt, was zu einer leicht erhöhten Mobilität dieses Elements führt. Diese ist aber geringfügig und daher wird der obengenannte Prüfwert für Bodensickerwasser im Oberboden von 0,13 mg Cr_{mob}/kg immer weit unterschritten.

4.2.5. Kupfer

Kupfer (Cu) ist wie Zink ein essentieller Spurennährstoff. Mit Gesamtgehalten von 5 bis 30 mg/kg unterschreiten Quarzite und Sandsteine die mittlere Cu-Konzentration der Erdkruste von 50 mg/kg deutlich. Schiefer und Tonsteine sind dagegen relativ Cu-reiche Sedimentgesteine, die meist zwischen 40 und 60 mg/kg dieses Schwermetalls enthalten (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

In Böden aus sedimentären Gesteinen besteht wie bei Chrom, Nickel und Zink eine positiv signifikante Beziehung zum Ton- und Eisen-(Fe-)Gehalt. Daher gilt vereinfacht, dass beim Anstieg dieser Parameter auch mit höheren Gesamtgehalten (Königswasser-extrahierbar; Cu_{ges}) zu rechnen ist (siehe Abb. 46). Die oben aufgeführten Gehalte der Ausgangsgesteine werden in Böden oft nicht erreicht. Dies hat im Wesentlichen analytische Gründe. Bei der in der BBodSchV (1999) vorgeschriebenen Königswasser-methode werden gerade silikatische Bindungsformen nicht vollständig erfasst, was wie beim Chrom zu geringeren Befunden führt.

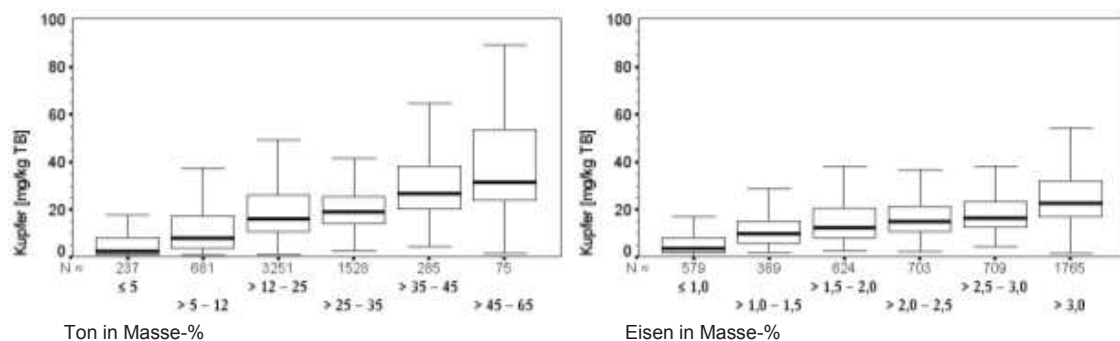


Abb. 46 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

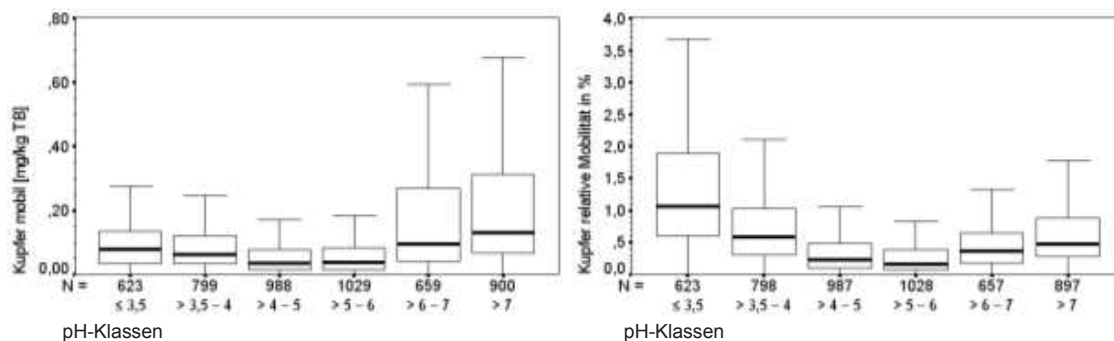


Abb. 47 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Der Absolutgehalt an NH_4NO_3 -extrahierbarem Kupfer (Cu_{mob}) steigt im Gegensatz zu den meisten der hier untersuchten Spurenelemente bei einem pH-Wert > 6 wieder an (siehe Abb. 47). Dies liegt einerseits am amphoterem Chemismus des Kupfers, andererseits daran, dass zahlreiche Substrate mit hohem Cu_{ges} -Gehalt auch hohe pH-Werte aufweisen. Am niedrigsten ist der NH_4NO_3 -extrahierbare Anteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität/Verfügbarkeit) zwischen pH 5 und pH 6, in dem im Mittel nur etwa 0,3% des Cu_{ges} in labilen Bindungsformen vorliegt. Bei höheren pH-Werten und insbesondere in sauren Böden steigt die relative Mobilität an.

Die Oberböden des Untersuchungsraums enthalten durchschnittlich 16 mg Cu_{ges} /kg. 80% der untersuchten Oberböden befinden sich im Konzentrationsbereich von 8 - 24 mg Cu_{ges} /kg. Die Pelit-reichen Oberböden, die im Untersuchungsraum die mit Abstand größte Fläche einnehmen, weisen einen nutzungsunabhängigen Mittelwert von 17 mg Cu_{ges} /kg (11 - 22) auf. Auch bei nennenswertem Lösslehm-Anteil sind die Cu_{ges} -Gehalte nur geringfügig geringer. Bei einem Durchschnittswert von 12 mg Cu_{ges} /kg bewegen sich die Cu_{ges} -Gehalte in den quarzitären Oberböden der Schneifel im Konzentrationsbereich von 6 - 18 mg Cu_{ges} /kg. Der Lösslehm-Anteil hat bei quarzitären Böden keinen erkennbaren Effekt auf die Cu_{ges} -Gehalte.

Geogene Unterschiede sind im Untersuchungsraum weit deutlicher in den Unterboden- und Untergrundhorizonte zu beobachten. Im Verbreitungsgebiet der Pelite enthalten diese Horizonte im Mittel 21 mg Cu_{ges} /kg, während die quarzitären Horizonte durchschnittlich nur 7 mg Cu_{ges} /kg enthalten.

Wie in anderen Landesteilen sind die Cu_{ges} -Gehalte der landwirtschaftlich genutzten Böden bei diesen Substraten geringfügig höher als bei Waldnutzung.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmig/schluffige Böden von 40 mg Cu_{ges} /kg wird in 6% der untersuchten Oberböden überschritten, wobei Werte > 100 mg Cu_{ges} /kg die Ausnahme darstellen. Fast ausnahmslos handelt es sich um Grünlandböden, die sich im Abstrombereich der ehemaligen Bergbaustandorte befinden. Dies betrifft die Auenböden des Alfbachs unterhalb von Bleialf und die Sedimente des Üchenbachs. Nahe den Betriebsstätten sind in diesen Böden Werte bis zu 200 mg Cu_{ges} /kg wahrscheinlich. Auf dem Weg zur Mündung in die Prüm bei Pronsfeld gehen die Cu_{ges} -Gehalte in den Böden merklich zurück, verbleiben aber zumindest geringfügig über dem Vorsorgewert. Der historische Erzbergbau ist eindeutig die Quelle für diese erhöhten Cu_{ges} -Gehalte, da sie immer gemeinsam mit sehr hohen Bleigehalten auftreten (siehe auch 4.2.2.). Das Cu stammt aus Cu-haltigen Mineralien wie Kupferkies (CuFeS_2 (*Chalkopyrit*)) welche untergeordnet die Bleierze begleiten. In der Hauptphase des Bergbaus lag der Anteil der Cu-Erze an der Gesamtfördermenge bei etwa 2% (siehe auch Kapitel 2.).

Tab. 42 Kupfer in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	37	11	14	17	19	25
Oberboden, Wald	47	5	8	12	15	18
Oberboden, Grünland	11	12	13	17	18	19
Unterboden	85	4	7	13	17	24
Untergrund	87	5	10	18	24	36
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	33	0,10	0,15	0,27	0,33	0,45
Oberboden, Wald	40	0,02	0,06	0,09	0,14	0,20
Oberboden, Grünland	9	<0,01	0,02	0,02	0,03	0,17
Unterboden	67	0,01	0,03	0,06	0,10	0,12
Untergrund	65	<0,01	0,04	0,10	0,17	0,84
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	103	13	15	20	25	30
Oberboden, Wald	134	5	8	11	15	20
Oberboden, Grünland	14	12	15	19	27	28
Unterboden	211	5	7	12	16	23
Untergrund	12	8	18	20	23	24
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	72	0,09	0,22	0,36	0,41	0,73
Oberboden, Wald	94	0,03	0,05	0,09	0,19	0,16
Oberboden, Grünland	14	<0,01	0,03	0,09	0,15	0,38
Unterboden	165	0,01	0,03	0,08	0,18	0,19
Untergrund	10	<0,01	0,06	0,11	0,22	0,24

Außerhalb der vom Bergbau beeinträchtigten Böden wurden ungewöhnlich hohe Cu_{ges}-Gehalte nur in einem Waldboden östlich von Brandscheid vorgefunden. Im gesamten Profil treten Werte zwischen 52 und 126 mg Cu_{ges}/kg auf. Obwohl die Bleigehalte mit bis zu 340 mg Pb_{ges}/kg ebenfalls hoch sind, ist eine Beeinflussung durch den Bergbau aufgrund der räumlichen Lage und der Verteilung im Boden unwahrscheinlich. Der Waldboden befindet sich in der Zone, in dem gehäuft überdurchschnittliche Bleigehalte auch in tieferliegenden Horizonten festgestellt wurden (siehe auch Abb. 34, S. 82). Es ist daher anzunehmen, dass die erhöhten Schwermetallgehalte natürlichen Ursprungs sind.

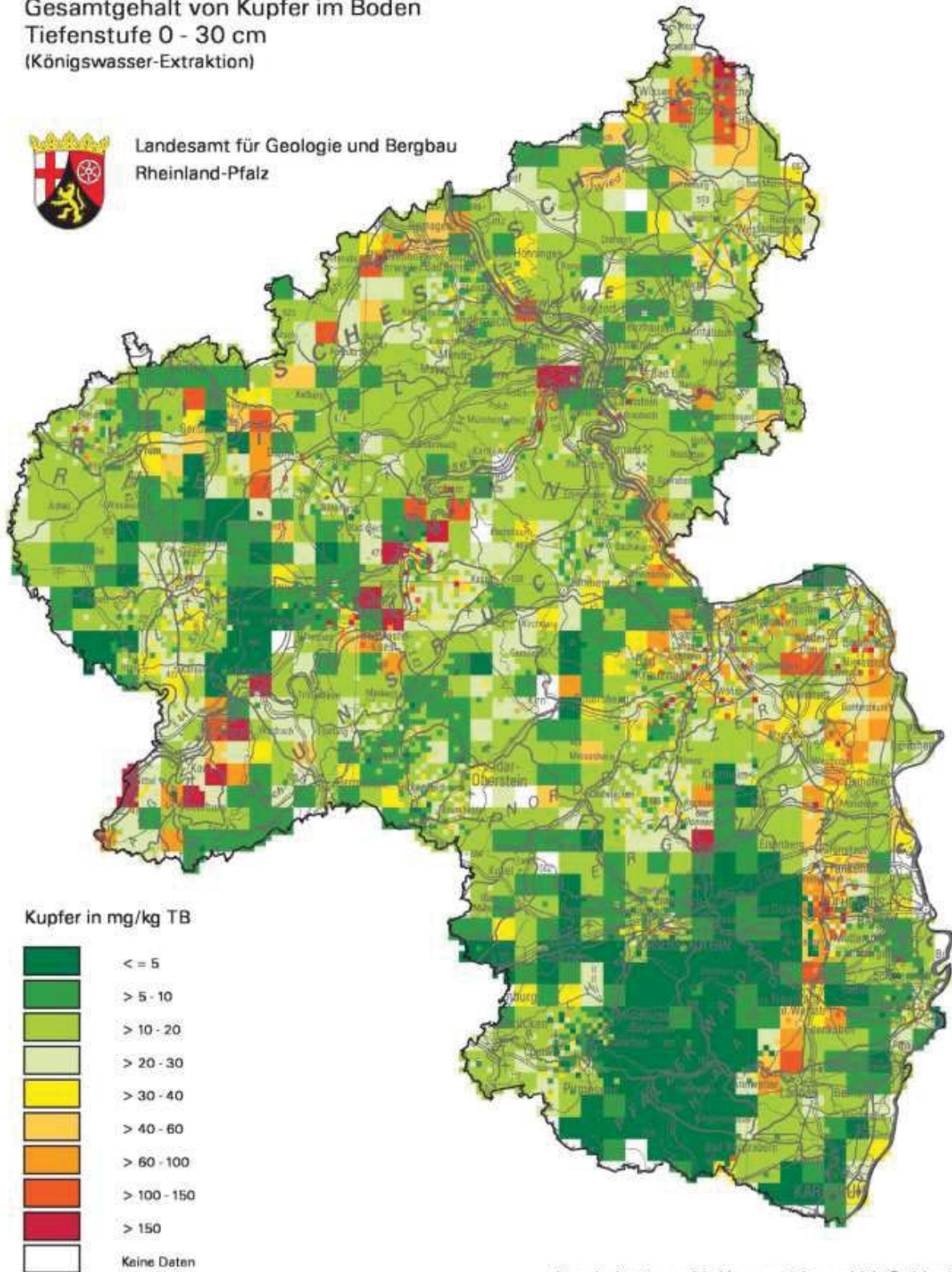
Weder das Cu-Angebot des Mineralbodens noch der Baumbestand scheinen einen erkennbaren Einfluss auf die Cu_{ges}-Gehalte der **Humusauflage** der **Waldböden** zu haben. Im Mittel enthalten sie im Untersuchungsraum 11 mg Cu_{ges}/kg. Die Gehalte bewegen sich üblicherweise zwischen 8 und 17 mg Cu_{ges}/kg. Die Humusaufgaben im Verbreitungsgebiet der Cu-armen Sandsteine und Quarzite weisen sogar einen geringfügig höheren Mittelwert auf. Dort enthalten 80% der untersuchten Humusaufgaben mehr Cu_{ges} als ihr Oberboden. Im Mittel liegt dort der Cu_{ges}-Gehalt um 3 mg Cu_{ges}/kg höher als im

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

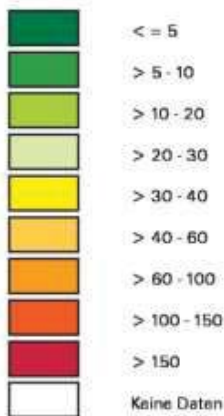
Gesamtgehalt von Kupfer im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Kupfer in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



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

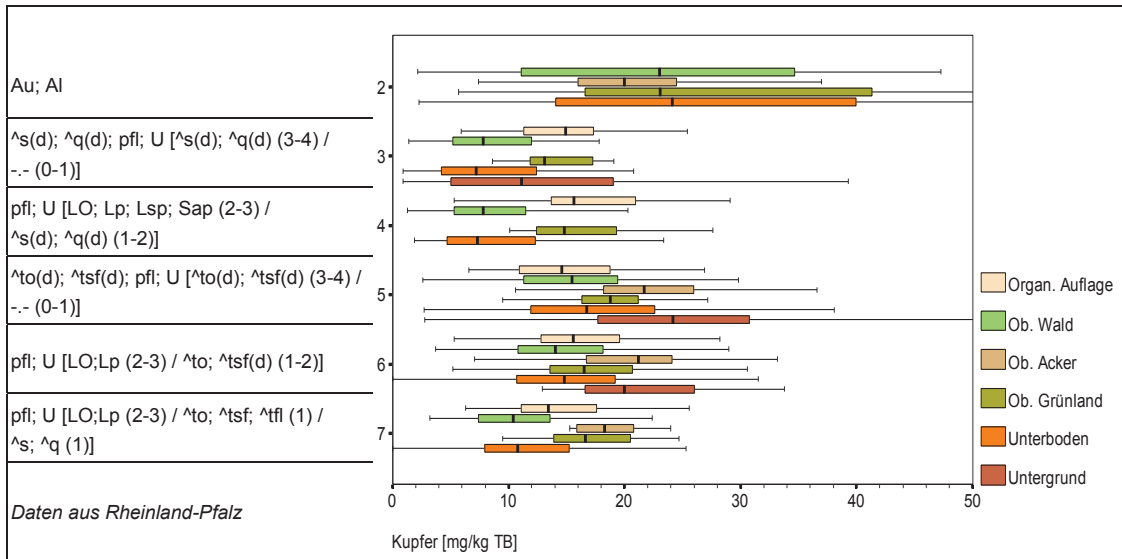


Abb. 48 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Boden

Oberboden. Im Verbreitungsgebiet der Pelite steigt in fast 70% der Fälle der Cu_{ges} -Gehalt zum Oberboden hin an. Durchschnittlich beträgt der Anstieg 2 mg Cu_{ges} /kg.

Die im Untersuchungsraum festgestellten Cu_{ges} -Gehalte der Humusauflagen sind für das Rheinische Schiefergebirge mit seinen Böden aus devonischen Gesteinen leicht unterdurchschnittlich.

In Waldböden ist in der Regel der höchste Cu_{mob} -Gehalt in den organischen Auflagen und nicht im Mineralboden zu finden. Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Spurenelementen steigt der Mobilgehalt mit zunehmenden pH-Wert leicht an. Dies ist nicht nur im Untersuchungsraum, sondern im gesamten Land zu beobachten. Bodenschutzkalkungen führen beim Cu daher zu einem leichten Anstieg des Mobilgehaltes.

Mäßig saure und extrem saure Humusauflagen besitzen jeweils einen Mittelwert von 0,10 Cu_{mob} /kg und auch die Streuung von 0,05 - 0,19 bewegt sich in einem ähnlichen Bereich. Dies sind durchschnittlich 0,9% (0,4 - 2%) vom Gesamtgehalt. In den wenigen Humusauflagen mit einem pH-Wert ≥ 5 beträgt der mittlere Mobilgehalt 0,16 mg Cu_{mob} /kg (0,128 - 0,205), womit sich der Anteil am Gesamtgehalt mit durchschnittlich 1,6% (1,3 - 3,3%) fast verdoppelt. Die Mobilgehalte sind in den Humusauflagen des Untersuchungsraums etwas niedriger als im landesweiten Datensatz.

Höhere pH-Werte in den Laubwald-Humusauflagen führen zu etwas höheren Cu_{mob} -Gehalten und einem höheren Anteil am Gesamtgehalt als im Nadelwald. Allerdings treten bei allen Waldformen durch Bodenschutzkalkungen so große pH-Schwankungen auf, dass Mittelwerte eine nur eingeschränkte Aussagekraft haben. Im Laubwald wurden im Untersuchungsraum Mobilgehalte von 0,09 - 0,42 mg Cu_{mob} /kg, im Nadelwald von 0,04 - 0,18 mg Cu_{mob} /kg festgestellt.

Die Cu_{ges} -Gehalte in den **Waldoberböden** des Untersuchungsraums sind typisch für Waldböden, die in Substraten aus devonischen Gesteinen entwickelt sind. Sowohl Mittelwert als auch Streuung stimmen gut mit den substratspezifischen Daten des Landes überein (siehe Tab. 42 und 43).

Die quarzitischen Waldoberböden enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 8 mg Cu_{ges} /kg. Von einer Ausnahme abgesehen (siehe oben) bewegen sich die Konzentrationen immer zwischen 2 und 16 mg Cu_{ges} /kg. Dabei ist es gleich, ob sie Lösslehm-frei oder -reich sind.

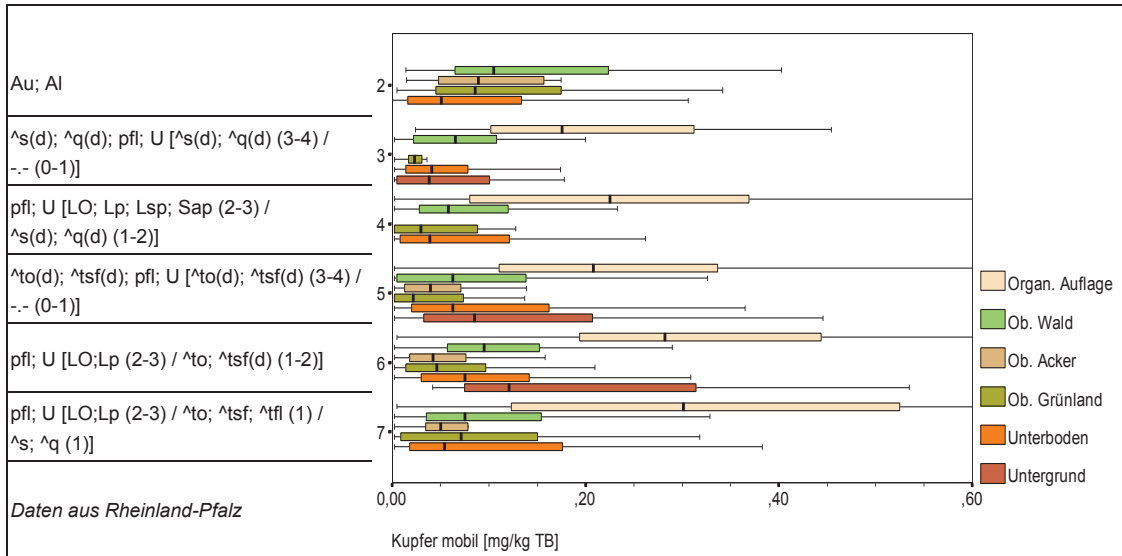


Abb. 49 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Boden

Überwiegend gehen die Cu_{ges} -Gehalte innerhalb des Oberbodens zunächst minimal zurück, um mit zunehmender Tiefe wieder leicht zuzunehmen. Im Mittel enthalten die quarzitischen Unterböden 1 mg/kg mehr Cu_{ges} als ihre Oberböden. In noch größerer Tiefe steigen die Cu_{ges} -Gehalte weiter leicht an. In den rein quarzitischen Untergrundhorizonten wurde bei einer typischen Spanne von 7 bis 19 mg Cu_{ges} /kg ein Durchschnittswert von 10 mg Cu_{ges} /kg festgestellt.

Mit durchschnittlich 15 mg Cu_{ges} /kg enthalten die Pelit-reichen Waldoberböden fast doppelt so viel Cu_{ges} wie die quarzitischen Waldoberböden. Typisch sind Werte zwischen 9 und 18 mg Cu_{ges} /kg. Mit steigendem Lösslehmanteil geht der Cu_{ges} -Gehalt zurück. In den pelitischen Waldoberböden mit mittlerem bis hohem Lösslehmanteil geht der Durchschnittswert auf 10 mg Cu_{ges} /kg (7 – 12) zurück.

Der pH-Wert beeinflusst nicht nur den Mobilgehalt, sondern auch den Cu_{ges} -Gehalt. Bei einem pH-Wert < 3,5 enthalten quarzitische Waldoberböden im Mittel 6 mg Cu_{ges} /kg. Bei günstigeren pH-Werten weisen die gleichen Böden einen Mittelwert von 10 mg Cu_{ges} /kg auf. Einen gleichsinnigen Einfluss des pH-Wertes auf den Cu_{ges} -Gehalt ist ebenfalls bei den pelitischen Waldböden zu beobachten. Als Ursache wird eine durch die sehr tiefen pH-Werte ausgelöste vertikale Verlagerung des Cu angenommen.

Der vertikale Verlauf des Cu_{ges} -Gehaltes ist in den Waldböden im Verbreitungsgebiet der Pelite uneinheitlich. Im Mittel enthalten die **Unterböden** ähnliche Konzentrationen wie ihre Oberböden. Es scheint, dass bei sehr sauren Oberböden, bei denen eine vertikale Verlagerung des Cu angenommen wird, dieser Prozess im Unterboden durch einen leichten Anstieg des pH-Wertes zumindest teilweise gestoppt wird. Bei diesen Böden steigt der Cu_{ges} -Gehalt mit der Tiefe meist leicht an. Dies kann aber statistisch nicht abgesichert werden. Ansonsten unterscheiden sich Ober- und Unterböden im Cu_{ges} -Gehalt kaum. Auch im Unterboden führt ein steigender Lösslehmanteil zu zurückgehenden Cu_{ges} -Gehalten.

In den lösslehmfreien pelitischen **Untergrundhorizonten** wurden bei allerdings geringer Fallzahl extrem schwankende Werte zwischen 8 und 177 mg Cu_{ges} /kg vorgefunden. Werte über 25 mg Cu_{ges} /kg stellen aber offensichtlich die Ausnahme dar. Die höchsten Gehalte wurden in 2 Horizonten im Untergrund eines Waldbodens mit Schichten aus extrem verwittertem (saprolithisiertem) Schiefer gefunden. Es ist

Tab. 43 Kupfer in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	161	11	14	18	21	27
Oberboden, Wald	184	11	15	19	24	30
Oberboden, Acker	82	18	22	26	30	37
Oberboden, Grünland	76	16	19	20	22	26
Unterboden	266	12	17	22	29	38
Untergrund	334	17	24	30	35	49
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	128	0,11	0,20	0,31	0,42	0,62
Oberboden, Wald	156	<0,01	0,06	0,13	0,20	0,28
Oberboden, Acker	77	0,01	0,04	0,07	0,09	0,14
Oberboden, Grünland	81	<0,01	0,02	0,08	0,12	0,68
Unterboden	222	0,02	0,06	0,14	0,20	0,33
Untergrund	259	0,03	0,07	0,18	0,31	0,40
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	98	13	16	20	25	31
Unterboden	523	11	15	19	23	31
Untergrund	24	13	19	25	28	34
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	93	0,01	0,04	0,08	0,14	0,17
Unterboden	411	0,03	0,07	0,12	0,18	0,27
Untergrund	24	0,04	0,08	0,15	0,40	0,25
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	62	11	13	16	20	23
Oberboden, Wald	86	7	10	13	16	22
Oberboden, Acker	12	16	18	20	24	24
Oberboden, Grünland	33	14	15	19	21	25
Unterboden	131	8	11	15	18	24
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	55	0,12	0,29	0,45	0,73	0,90
Oberboden, Wald	69	0,03	0,06	0,14	0,21	0,26
Oberboden, Acker	11	0,03	0,05	0,06	0,08	0,08
Oberboden, Grünland	35	<0,01	0,06	0,13	0,17	1,04
Unterboden	117	0,01	0,05	0,14	0,26	0,32

sicher, dass dies durch natürliche Prozesse hervorgerufen wurde. Im tiefsten beprobten Horizont gehen die Cu_{ges}-Gehalte aber wieder auf nur 10 mg Cu_{ges}/kg zurück. Solch stark schwankenden Werte wurden auch in den Untergrundhorizonten der Schieferböden des Hunsrücks beobachtet.

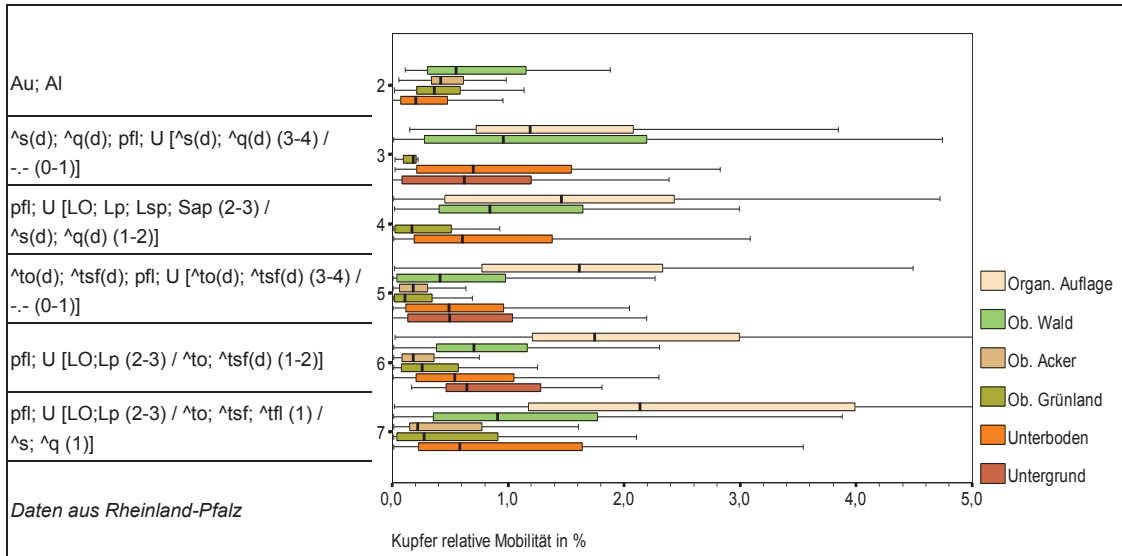


Abb. 50 Relative Mobilität von Kupfer im Boden

Mit 0,02 mg Cu_{mob}/kg liegt der mittlere Mobilgehalt im geringmächtigen ersten **Oberbodenhorizont** der Waldböden rund 80 % niedriger als in den Humusauflagen. Etwa $\frac{1}{4}$ der untersuchten Waldoberböden weisen einen pH-Wert zwischen 3 und 4 auf. In diesem pH-Bereich weisen die weit verbreiteten pelitischen Waldoberböden einen mittleren Mobilgehalt von 0,02 mg Cu_{mob}/kg auf. Dies sind durchschnittlich 0,2 % des Cu_{ges} -Gehaltes. Mit Werten zwischen $< 0,01$ bis 0,40 mg Cu_{mob}/kg schwanken die Mobilgehalte allerdings erheblich. Im Gegensatz zu den Cu_{ges} -Gehalten liegt der Mobilgehalt in den quarzitischen Waldoberböden für den gleichen pH-Bereich mit durchschnittlich 0,07 mg Cu_{mob}/kg merklich höher. Der mittlere Anteil am Cu_{ges} -Gehalt ist mit 0,9 % folglich erheblich höher als bei den pelitischen Waldoberböden. Aber auch in diesen Böden schwanken die Mobilgehalte in einem ähnlich weiten Bereich. Schon geringfügige Änderungen des pH-Werts wirken sich merklich auf die Höhe des Mobilgehaltes aus. Quarzitisches Waldoberböden sind in dem betrachteten pH-Bereich etwa 0,2 pH-Einheiten saurer als die pelitischen Waldoberböden.

In extrem sauren quarzitischen Waldoberböden mit pH-Werten ≤ 3 steigt der Mittelwert nur leicht auf 0,11 mg Cu_{mob}/kg an. Da sie aber nur geringe Cu_{ges} -Gehalte besitzen, steigt die mittlere Verfügbarkeit gegenüber den weniger sauren Standorten auf etwa 2 % deutlich an. Diese Werte sind aufgrund geringer Fallzahl allerdings unsicher. Sie decken sich jedoch mit den Daten von quarzitischen Waldböden aus dem Hunsrück (HAUENSTEIN 2010).

Überwiegend zählt nicht nur der im Mittel lediglich 4 cm mächtige oberste Mineralbodenhorizont in Waldböden zum Oberboden. Vielmehr folgt ihm ein humoser Übergangshorizont mit einer stark schwankenden Mächtigkeit von 7 bis 37 cm. In der Regel nimmt der Mobilgehalt in diesem tieferliegenden Oberbodenhorizont weiter deutlich ab.

In den pelitischen **Unterböden** bleibt der Mobilgehalt mit durchschnittlich 0,014 mg Cu_{mob}/kg etwa auf dem Niveau des 2. Oberbodenhorizonts. Ein Anstieg des pH-Wertes um 0,6 Einheiten führt hingegen in den quarzitischen Unterböden zu einem weiteren Rückgang des Mobilgehaltes. Durchschnittlich enthalten sie 0,008 mg Cu_{mob}/kg , was einem Anteil am Cu_{ges} -Gehalt von 0,1 % entspricht.

Für die **Untergrundhorizonte**, die den tiefsten Bodenbereich darstellen, liegen aus dem Untersuchungsraum nur wenige Untersuchungsergebnisse vor. Die Höhe des Mobilgehaltes wird auch in

diesen Horizonten maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Cu_{ges} -Gehalt gesteuert. Tendenziell sinkt der pH-Wert wieder geringfügig ab (siehe 4.1.2.), so dass insbesondere in den quarzitischen Untergrundhorizonten eine leichte Zunahme der Mobilgehalte zu beobachten ist. Bei pH-Werten > 4 bleiben die Mobilgehalte hingegen auf dem Niveau der Unterböden.

In den quarzitischen Untergrundhorizonten sind die Mobilgehalte uneinheitlich. Sie werden im Wesentlichen vom pH gesteuert. Bei $\text{pH} > 4$ ähneln die Gehalte denen des Unterbodens. In stärker sauren Horizonten wurden Werte bis zu $0,23 \text{ mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ beobachtet.

Die in der Mehrheit Pelit-reichen **Ackerböden** des Untersuchungsraums enthalten im Oberboden durchschnittlich $18 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Typisch sind Konzentrationen zwischen 17 und $25 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Ausreißer wurden nicht beobachtet. Damit sind sie im Vergleich mit anderen Schiefer-/Pelit-reichen Ackerböden tendenziell etwas Cu-ärmer.

Dass in den Böden der landwirtschaftlichen Nutzflächen etwas mehr Kupfer als in vergleichbaren Waldböden zu finden ist, wird massgeblich auf höhere Kupfer-Austräge aus den Waldoberböden zurückgeführt. Nutzungsspezifische Einträge wie z.B. über Wirtschaftsdünger können aber nicht ausgeschlossen werden (UBA 2004, ZETHNER et al 2007).

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von $40 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ wird von allen untersuchten Ackerböden deutlich unterschritten. Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von $60 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ immer um mindestens die Hälfte unterschritten.

Im Untersuchungsraum beträgt der mittlere Mobilgehalt in den Ackeroberböden $0,03 \text{ mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($<0,01 - 0,33$). Damit sind $0,1$ bis $1,8\%$ des Cu_{ges} -Gehaltes labil gebunden. Trotz relativ niedriger pH-Werte liegen die Mobilgehalte nicht signifikant höher als in den Schiefer-haltiger Ackerböden anderer Landesteile. Der Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze auf Ackerbauflächen im Hinblick von Wachstumsbeeinträchtigungen von $1 \text{ mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ wird im Untersuchungsraum immer deutlich unterschritten.

Wie eingangs beschrieben treten im Untersuchungsraum Überschreitungen des Vorsorgewertes der BBodSchV (1999) für lehmig/schluffige Böden von $40 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ fast ausnahmslos in **Grünlandböden** auf, die sich im Abstrombereich und der Umgebung der ehemaligen Bergbaustandorte befinden. Über das gesamte Untersuchungsgebiet gesehen liegen die Cu_{ges} -Gehalte der Grünlandböden ansonsten jedoch im üblichen Bereich. Für die außerhalb der Auen liegenden Grünlandböden ergibt sich ein Durchschnittswert von nur $17 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Mit typischen Konzentrationen zwischen 12 und $23 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ weisen sie damit ähnliche Werte wie die Ackerböden auf. In den weit verbreiteten pelitischen Grünlandoberböden sind im Mittel $18 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ zu finden. Die quarzitischen Grünlandoberböden sind mit durchschnittlich $14 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ geringfügig Cu-ärmer. Die Böden besitzen daher Konzentrationen, die für die jeweiligen Substrate landesweit typisch sind (siehe Tab. 42). Ohne Einträge durch den ehemaligen Bergbau sind Werte über $25 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ nicht zu erwarten.

Den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) überschreiten etwa 5% der außerhalb der Auen befindlichen Grünlandböden. Maximal wurden $119 \text{ mg Cu}_{\text{ges}}/\text{kg}$ gefunden. Dies ist der im Üchenbachtal liegende Standort, der schon beim Blei mit etwa $5200 \text{ mg Pb}_{\text{ges}}/\text{kg}$ extreme Werte zeigte (siehe 4.2.2.). Gemeinsam ist den Böden mit Überschreitungen des Cu-Vorsorgewertes, dass alle in der Nähe des ehemaligen Bergbaus liegen und immer auch stark erhöhte Bleigehalte besitzen.

Der mittlere Mobilgehalt ist mit $0,02 \text{ mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ungewöhnlicherweise etwas geringer als in den Ackerböden. Der Mobilgehalt bewegt sich typisch zwischen $<0,01$ und $0,27 \text{ mg Cu}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Dies sind durchschnittlich $0,12\%$ des Cu_{ges} -Gehaltes. Der leicht mobilisierbare Anteil am Cu_{ges} -Gehalt ist im Gegensatz zu den Waldböden in den quarzitischen Böden etwa doppelt so hoch wie in den pelitischen Böden. Die

Ursache ist nicht klar, da sie sich im pH-Wert nicht wesentlich unterscheiden. Die Grünlandböden mit erhöhtem Cu_{ges} -Gehalt sind hinsichtlich des Mobilgehaltes völlig unauffällig.

Die **Grünlandoberböden** der **Auensedimente** besitzen im Untersuchungsraum mit 22 mg Cu_{ges} /kg den gleichen Mittelwert wie diese Böden im gesamten Land (siehe Tab. 44). Allerdings streuen die Werte mit 11 bis 205 mg Cu_{ges} /kg ungewöhnlich stark. Böden, deren Cu_{ges} -Gehalt über dem Mittelwert liegen, befinden sich immer im Abstrombereich des ehemaligen Bergbaus. Wie schon eingangs erwähnt ist dies eindeutig an den dann ebenfalls erheblich erhöhten Blei-(Pb-) Gesamtgehalten erkennbar. Da Cu nur ein Nebenmineral der geförderten Erze war, sind die im Boden vorhandenen Konzentrationen weit geringer als beim Blei. Diese spezielle Eintragungssituation ist gut am Pb/Cu-Verhältnis zu erkennen. In Böden, die übliche Pb_{ges} - und Cu_{ges} -Gehalte besitzen, bewegt sich das Pb/Cu-Verhältnis meist zwischen 2 und 4, d.h. der Pb_{ges} -Gehalte ist 2 bis 4-mal so hoch wie der des Cu_{ges} . In den durch den Bergbau beeinträchtigten Böden ist hingegen ein Verhältnis zwischen 20 und 25 typisch. Damit steigt der Cu_{ges} -Gehalt zwar nicht in dem Maß wie das Pb_{ges} an, jedoch bedeutet dies bei Extremwerten von über 5000 mg Pb_{ges} /kg, dass auch der Cu_{ges} -Gehalt auf >200 mg Cu_{ges} /kg ansteigen kann. An solchen Standorten wird nicht nur der Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) von Blei für Grünlandböden erheblich überschritten, sondern auch der Maßnahmewert von Kupfer für Grünlandnutzung durch Schafe erreicht. Bei Gehalten >500 mg Pb_{ges} /kg ist damit zu rechnen, dass der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 40 mg Cu_{ges} /kg überschritten wird.

Beim Mobilgehalt ist die Situation unkritischer. In den untersuchten Proben bewegen sich die Mobilgehalte meist im Konzentrationsbereich der landesweiten Werte (siehe Tab. 44). In Substraten, die aus Vererzungen stammende Komponenten enthalten, ist eine vergleichsweise geringe Verfügbarkeit der Metalle üblich. In den Auenböden mit erhöhtem Cu_{ges} -Gehalt (> 40 mg Cu_{ges} /kg) beträgt der mittlere Mobilgehalt 0,12 mg Cu_{mob} /kg (0,10 – 0,32). Dies sind im Mittel 0,2% (<0,1 – 0,7%) des Cu_{ges} -Gehaltes. Selbst in jenem Grünlandboden, in dem mehr als 200 mg Cu_{ges} /kg gefunden wurde, liegt der Mobilgehalt in den einzelnen Horizonten mit Werten zwischen 0,10 und 0,18 mg Cu_{mob} /kg in einem nur leichten erhöhten Konzentrationsniveau. Die Auenböden, die nicht im Abstrombereich des ehemaligen Bergbaus liegen, weisen im Oberboden mit einem Durchschnittswert von 0,04 mg Cu_{mob} /kg (0,03 – 0,19) relativ geringe Mobilgehalte auf. Der Anteil am Gesamtgehalt beträgt im Mittel 0,3% (0,1 – 0,9%). Damit unterscheiden sie sich nicht von den außerhalb der Auen befindlichen Grünlandoberböden.

Tab. 44 Kupfer in Auenschluffen und -lehmen

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	104	15	22	30	49	51
Unterboden	185	14	23	30	42	52
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	99	0,04	0,08	0,14	0,23	0,28
Unterboden	162	0,01	0,04	0,08	0,13	0,18

4.2.6. Nickel

Der Nickel-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Ni_{ges}) wird im Boden maßgeblich vom Ausgangssubstrat bestimmt. Wie bei Chrom, Nickel und Zink besteht eine geochemische Affinität zum Eisen und eine ausgeprägte Abhängigkeit zum Tongehalt. Der geogene Ni_{ges} -Gehalt nimmt daher mit steigendem Eisen- und/oder Ton-Gehalt deutlich zu (siehe Abb. 51).

Die im Untersuchungsraum weitverbreitete Gesteinsgruppe der devonischen Pelite umfasst neben Tonsteinen auch die Ni-ärmeren Schluffsteine. Je nach Mischungsverhältnis schwankt entsprechend der lithogene Gehalt in den bodenbildenden Substraten. Schiefer und Tonsteine zählen mit Werten zwischen 40 und 90 mg/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992) zu den Ni-reicheren Gesteinen. Schluffsteine sind normalerweise deutlich Ni-ärmer. Die im Untersuchungsraum vor allem in der Schneifel vorkommenden Sandsteine und Quarzite sind mit lithogenen Gehalten von 3 bis 20 mg/kg hingegen vergleichsweise Ni-arm.

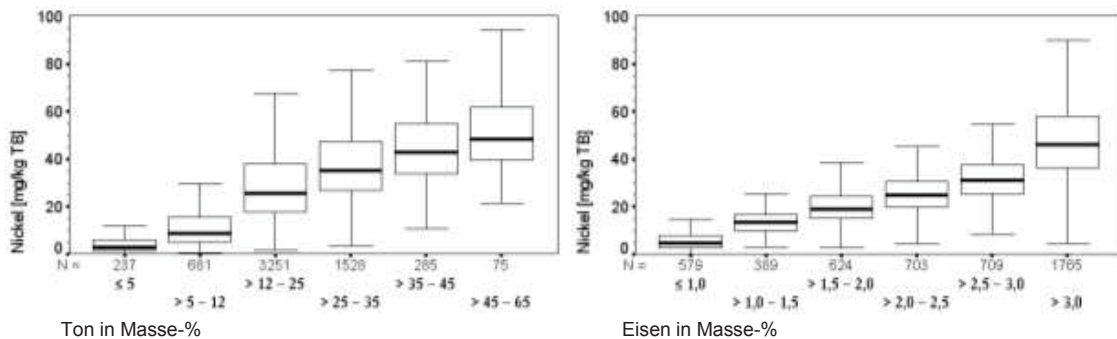


Abb. 51 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

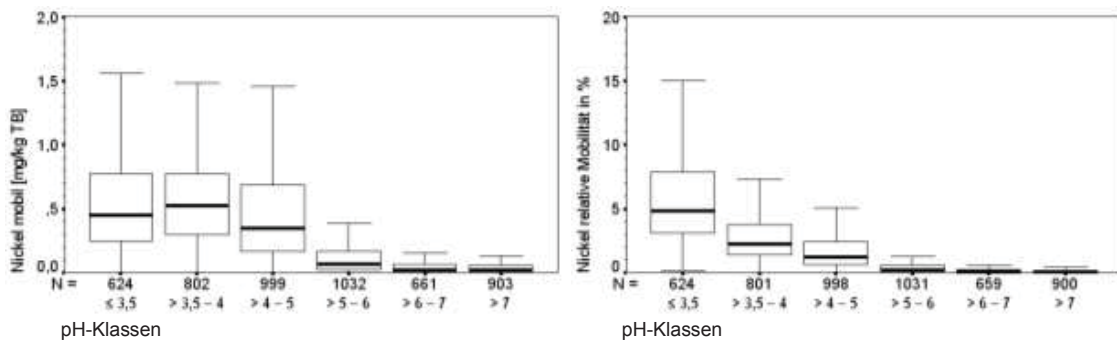


Abb. 52 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Die Mobilgehalte von Nickel (Ni_{mob}) als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt steigen ab einem pH-Wert von < 5 deutlich an. Bei höheren pH-Werten ist Ni weitgehend immobil und die relative Mobilität liegt dann weit unter 1%. Unter pH 5 steigt der mobile Anteil am Ni_{ges} kontinuierlich an. Sinkt der pH-Wert unter 3,5, liegt die relative Verfügbarkeit im Mittel bei 5% des Ni_{ges} . Bei diesen niedrigen pH-Werten stagniert allerdings der absolute Mobilgehalt, d.h. er steigt im Mittel nicht weiter an (siehe Abb. 52). Wie bei Chrom und Cadmium ist anzunehmen, dass Ni bei solch niedrigen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert wird, was zu Verlusten im Oberboden führt.

Tab. 45 Nickel in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	40	8	10	17	19	29
Oberboden, Wald	48	4	8	22	32	41
Oberboden, Grünland	11	28	32	39	43	44
Unterboden	88	6	13	32	42	60
Untergrund	93	9	22	35	56	68
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	33	0,04	0,22	0,50	1,06	1,01
Oberboden, Wald	42	0,14	0,26	0,43	0,74	0,82
Oberboden, Grünland	11	<0,01	0,08	0,20	0,52	0,60
Unterboden	66	0,05	0,10	0,22	0,28	0,40
Untergrund	60	0,01	0,05	0,11	0,26	0,24
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	103	7	10	13	17	20
Oberboden, Wald	130	6	11	16	25	31
Oberboden, Grünland	13	24	30	35	42	45
Unterboden	213	11	17	25	36	46
Untergrund	13	29	40	47	52	54
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	74	0,07	0,40	0,79	1,08	1,78
Oberboden, Wald	94	0,18	0,36	0,51	0,69	0,98
Oberboden, Grünland	14	<0,01	<0,01	0,07	0,26	0,31
Unterboden	155	0,04	0,09	0,16	0,27	0,33
Untergrund	10	<0,01	<0,01	0,32	1,53	1,97

Bei einem nutzungsunabhängigen Mittelwert von 32 mg Ni_{ges}/kg enthalten im Untersuchungsraum 80% der untersuchten Oberböden zwischen 15 - 45 mg Ni_{ges}/kg. Diese Werte gelten in etwa auch für die Pelit-haltigen Böden mit nennenswertem Lösslehm-Anteil. Pelit-reiche Oberböden besitzen mit durchschnittlich 34 mg Ni_{ges}/kg (19 - 46) einen unwesentlich höheren Ni_{ges}-Gehalt. Dies sind deutlich geringere Gesamtgehalte als in den ebenfalls aus dem Devon stammenden Tonschiefern des Hunsrücks.

Dass Lösslehm-reiche und -arme Böden sich im Ni_{ges}-Gehalt nicht signifikant unterscheiden, ist ein Hinweis darauf, dass der Lösslehm aus verwehrem Material der näheren Umgebung besteht (Lokal-Lösslehm). Ein nennenswerter Fernlöss-Anteil führt bei Ni-reichen Untergrundgesteinen in der Regel zu sinkenden Ni_{ges}-Gehalten (siehe auch 2.). Vergleichbares wurde auch bei anderen Spurenelementen wie Kupfer oder Chrom beobachtet. Im Verbreitungsgebiet der Pelite wurden in den Oberböden des Untersuchungsraums Maximalwerte von 55 mg Ni_{ges}/kg und in den Untergrundhorizonten von 84 mg Ni_{ges}/kg festgestellt.

In den Böden ist eine deutliche Abhängigkeit des Ni_{ges}-Gehaltes von der Nutzung zu beobachten. Pelitische Waldoberböden enthalten im Mittel nur etwa 60% des Ni_{ges}-Gehaltes der landwirtschaftlich ge-

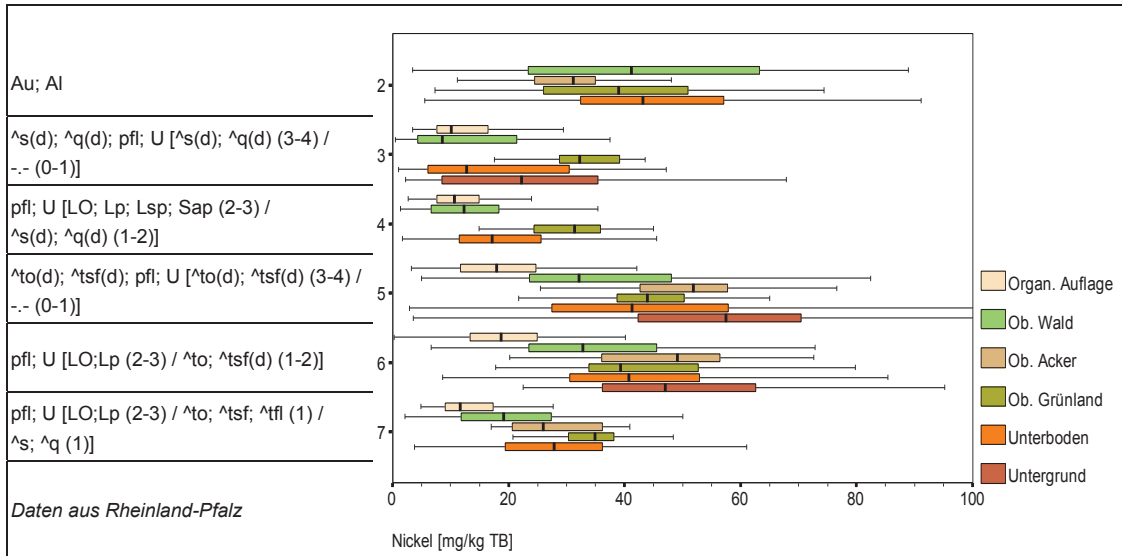


Abb. 53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Boden

nutzten Böden. Dies ist nicht auf nutzungsspezifische Einträge zurückzuführen, sondern dürfte in der in Waldböden deutlich erhöhten Mobilität beruhen (siehe unten), was zu Verlagerungen vom Oberboden in tiefere Bodenbereiche führt.

Der mittlere Ni_{ges} -Gehalt in **Humusauflagen** der **Waldböden** beträgt im Untersuchungsraum 12 mg Ni_{ges} /kg und bewegt sich in einem typischer Wertebereich von 7 - 19 mg Ni_{ges} /kg. Im Vergleich mit anderen Landesteilen sind dies übliche Werte. Der Baumbestand hat keinen erkennbaren Einfluss auf die Ni_{ges} -Gehalte der Humusauflage, da Laub- und Nadelwälder sich bezüglich Mittelwert und Streuung kaum unterscheiden.

Meist enthalten die Humusauflagen im Untersuchungsraum weniger Ni_{ges} als der folgende Oberbodenhorizont. Im Verbreitungsgebiet der Pelite fällt der Anstieg zum Oberboden mit über 70% bzw. 10 mg Ni_{ges} /kg recht deutlich aus. Auch bei den Waldböden aus Sandsteinen des Unterems (Klerf-Schichten) enthalten die Humusauflagen meist weniger Ni_{ges} als der Oberboden. Nur im Gebiet der Schneifel mit den sehr Ni_{ges} -armen quarzitischen Sandsteinen nimmt der Ni_{ges} -Gehalt mit zunehmender Tiefe ab.

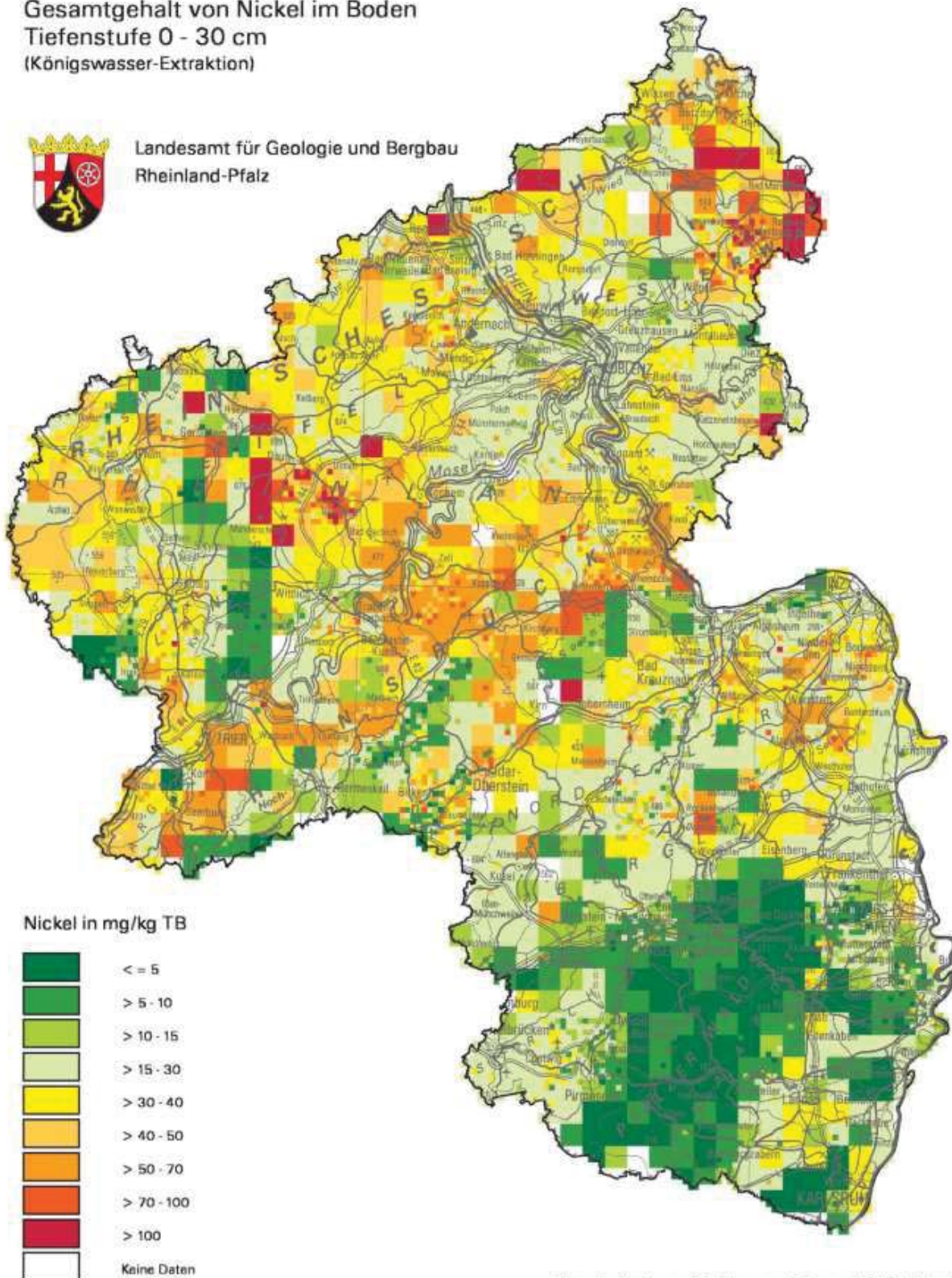
Wie bei den übrigen untersuchten Spurenelementen spielt für die Höhe des Mobilgehaltes der pH-Wert die entscheidende Rolle. In stark sauren Humusauflagen mit einem pH-Wert $\leq 3,5$ wurde im Untersuchungsraum ein mittlerer Mobilgehalt von 1,35 mg Ni_{mob} /kg (1,10 - 2,22) festgestellt. Dort sind damit durchschnittlich 17% (11 - 27%) des Gesamtgehaltes labil gebunden. Der Mobilgehalt ist dann in dieser Schicht normalerweise höher als im folgenden Oberboden. Bei vergleichbar geringen pH-Werten liegt der Mobilanteil im Oberboden bei nur 5% (4 - 10%). Dies deutet darauf hin, dass bei fehlenden mineralischen Bindungsplätzen Ni nur besonders schwach gebunden ist. Im pH-Bereich zwischen 3,5 und 5, in denen sich die Mehrheit der Humusauflagen befindet, ist der Mobilgehalt mit durchschnittlich 0,38 mg Ni_{mob} /kg (0,13 - 0,86) schon weit geringer. Der Anteil am Gesamtgehalt sinkt bei ihnen im Mittel schon auf 3% (1 - 8%). In frisch gekalkten Humusauflagen mit pH-Werten > 5 nimmt der Mobilgehalt weiter auf durchschnittlich 0,13 mg Ni_{mob} /kg (0,05 - 0,48) ab. In der Regel sind dann deutlich weniger als 2% vom Gesamtgehalt labil gebunden. Der in den Humusauflagen der Laubwälder um durchschnittlich etwa

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

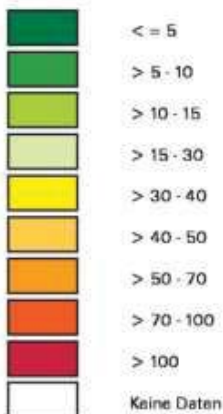
Gesamtgehalt von Nickel im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Nickel in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



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

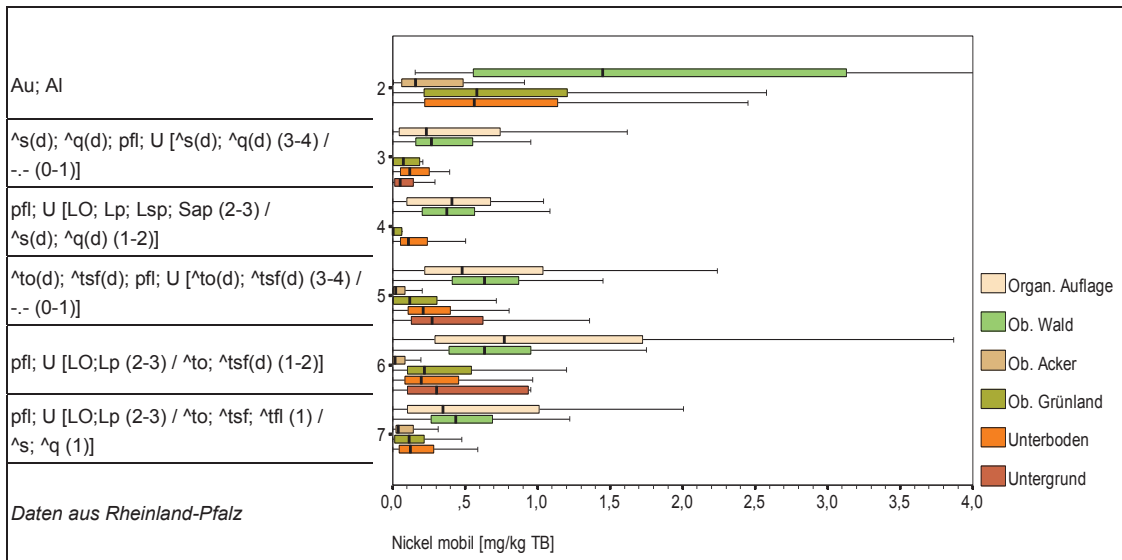


Abb. 54 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel im Boden

0,5 Einheiten höhere pH-Wert führt dazu, dass der Mobilgehalt im Mittel mit 0,31 mg $\text{Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,19 - 0,81) um mehr als die Hälfte niedriger als im Nadelwald ist. In den Humusauflagen der Nadelwälder wurden durchschnittlich 0,76 mg $\text{Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,09 - 1,90) gemessen. Im Laubwald beträgt der mittlere Anteil am Gesamtgehalt 3% (1 - 7%), während er im Nadelwald durchschnittlich bei 6% (0,7 - 22%) liegt. Bodenschutzkalkungen beeinflussen daher in der Humusaufgabe unmittelbar die Höhe des Mobilgehaltes.

Die weitverbreiteten pelitischen **Waldoberböden** enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 24 mg $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Die Konzentrationen bewegen sich typisch zwischen 14 und 32 mg $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Dabei ist es gleich, ob sie Lösslehm-frei oder -reich sind. Mehr als 40 mg $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$ wurde in keinem dieser Oberböden vorgefunden. Sie sind damit Ni_{ges} -ärmer als die Schiefer-reichen Waldoberböden des Hunsrücks (siehe HAUENSTEIN 2010). Innerhalb der gleichen Substratgruppe ist der gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich geringere Ni_{ges} -Gehalt typisch für Waldoberböden. Dies wird maßgeblich darauf zurückgeführt, dass in den sauren Waldböden Ni in tieferliegende Bodenhorizonte verlagert wird. Zudem kann bei ackerbaulicher Nutzung durch Pflügen Ni_{ges} -reicheres Untergrundmaterial an die Oberfläche gelangen. In pelitischen Waldböden steigen mit zunehmender Tiefe die Ni_{ges} -Gehalte an. In den Waldunterböden wurde ein mittlerer Gehalt von 32 mg $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$ (26 - 41) vorgefunden. In den lösslehmfreien Untergrundhorizonten steigt der Ni_{ges} -Gehalt weiter auf durchschnittlich 49 mg $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$ (45 - 55) an. Die vertikale Zunahme der Ni_{ges} -Gehalte ist typisch für pelitische Waldböden.

Bei den Böden aus Sandsteinen/Quarziten existieren zwei Gruppen mit sehr unterschiedlichen Ni_{ges} -Gehalten. Die Böden mit den geringsten Ni_{ges} -Gehalten des gesamten Untersuchungsraums sind die Waldböden der Schneifel, die aus Quarzsandsteinen und quarzitischen Sandsteinen des Oberems bestehen. Obwohl ihre obere Schicht oft einen nennenswerten Lösslehmanteil besitzt und zudem der Tongehalt mit durchschnittlich 21 Masse-% nicht gering ist, enthalten sie im Mittel nur 4 mg $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$ (3 - 12). Damit sind sie ähnlich Ni-arm wie die quarzitischen Waldböden in den Kammlagen des Hunsrücks.

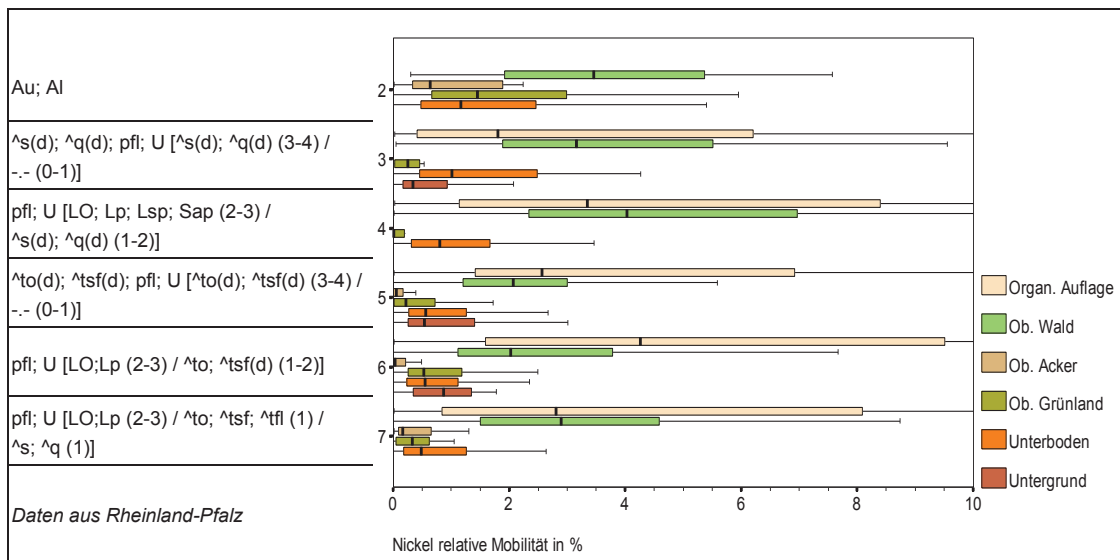


Abb. 55 Relative Mobilität von Nickel im Boden

Mit durchschnittlich 13 mg Ni_{ges} /kg enthalten ihre Unterboden- und -grundhorizonten deutlich mehr Ni_{ges} als die Oberböden. Dies wird auch bei ihnen mit der vertikalen Verlagerung des Ni aus dem Oberboden in Verbindung stehen. Werte zwischen 9 und 18 mg Ni_{ges} /kg sind in den tieferen Bodenhorizonten als normal anzusehen. Dies deckt sich mit den landesweiten Werten für sandig/quarzitische Unterböden.

Die überwiegend Lösslehm-armen bis -freien Waldböden aus Sandsteinen des Unterems (Klerf-Schichten) weisen mit durchschnittlich 21 mg Ni_{ges} /kg (10 - 30) im Oberboden hingegen ähnliche Werte wie die pelitischen Waldoberböden auf. Dabei sind sie nur geringfügig toniger und etwas Eisen-reicher als die Waldböden aus Quarzsandsteinen und quarzitischen Sandsteinen des Oberems. Sie enthalten allerdings häufig geringe Beimengungen von Peliten, was möglicherweise zu überdurchschnittlichen Ni_{ges} -Gehalten beiträgt.

Die wenigen untersuchten Unterböden der Klerfschichten wiesen höhere Ni_{ges} -Gehalte als ihre Oberböden auf. Auch bei diesen Waldböden kann daher davon ausgegangen werden, dass der Ni_{ges} -Gehalt mit der Tiefe zunimmt. Eine zu geringe Anzahl an Proben lässt eine statistische Auswertung allerdings nicht zu.

Der pH-Wert ist für die Höhe des Mobilgehaltes derart bestimmend, dass erst bei vergleichbarem pH-Wert auch der Einfluss des Gesamtgehaltes und damit der des Substrates erkennbar ist. Im Mittel sind die sandig/quarzitischen Waldoberböden nur wenig saurer als jene im Verbreitungsgebiet der Pelite. Daher sind beim Mobilgehalt Substratunterschiede zu erkennen. In den quarzitischen Waldoberböden liegen im Mittel etwa 5% des Gesamtgehaltes in leicht verfügbaren Bindungsformen vor. In Abhängigkeit vom pH-Wert schwankt dieser Wert in einer Spanne von 3 bis etwa 9%. Dies entspricht einem mittleren Mobilgehalt von 0,36 mg Ni_{mob} /kg (0,17 - 0,95). Mit durchschnittlich 0,63 mg Ni_{mob} /kg (0,30 – 1,1 mg Ni_{mob} /kg) liegt der absolute Mobilgehalt in pelitischen Waldoberböden zwar etwas höher, aber er steigt nicht proportional zum Ni_{ges} -Gehalt an. Daher ist die Ni-Verfügbarkeit in ihnen mit durchschnittlich 2,4% (1,2 - 5,6%) um die Hälfte geringer.

Tab. 46 Nickel in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	169	12	18	25	32	42
Oberboden, Wald	190	23	32	46	55	76
Oberboden, Acker	82	43	52	57	64	77
Oberboden, Grünland	79	38	44	50	54	65
Unterboden	273	28	42	58	69	102
Untergrund	356	42	57	70	79	109
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	122	0,20	0,42	0,81	1,76	1,27
Oberboden, Wald	156	0,40	0,61	0,81	1,07	1,39
Oberboden, Acker	84	<0,01	0,02	0,09	0,22	0,76
Oberboden, Grünland	77	<0,01	0,10	0,26	0,49	0,64
Unterboden	210	0,08	0,18	0,30	0,44	0,61
Untergrund	234	0,09	0,20	0,40	0,72	0,83
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	100	34	39	52	59	79
Unterboden	537	31	41	53	62	85
Untergrund	22	26	40	49	56	63
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	94	0,10	0,21	0,48	0,62	1,04
Unterboden	403	0,07	0,17	0,31	0,59	0,67
Untergrund	22	<0,01	0,11	0,35	0,63	2,85
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1)] / (^s(d); ^q(d)) (1)] <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	63	9	11	16	20	25
Oberboden, Wald	88	12	19	27	37	50
Oberboden, Acker	13	20	26	37	40	41
Oberboden, Grünland	38	30	35	38	42	48
Unterboden	134	19	28	36	45	59
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	57	0,09	0,35	0,96	1,13	2,01
Oberboden, Wald	72	0,27	0,41	0,66	0,80	1,22
Oberboden, Acker	12	0,02	0,04	0,11	0,28	0,14
Oberboden, Grünland	33	<0,01	0,06	0,17	0,22	0,83
Unterboden	110	0,04	0,10	0,19	0,31	0,41

Mit zunehmender Tiefe gehen die Mobilgehalte, anders als die Gesamtgehalte, in der Regel deutlich zurück. In den Unterböden und den Untergrundhorizonten aller Substrate sind in der Regel nur noch weniger als 1% des Gesamtgehalts labil gebunden. In den quarzitären Unterböden wurden durch-

schnittlich 0,10 mg Ni_{mob}/kg (0,04 - 0,12) gefunden. In den Waldunterböden im Verbreitungsgebiet der Pelite sind es im Mittel 0,19 mg Ni_{mob}/kg (0,06 - 1,34).

Insgesamt sind die im Untersuchungsraum vorgefundenen Mobilgehalte in allen Horizonten der Waldböden für die entsprechenden Substrate landesweit üblich.

Die meist Pelit-reichen **Ackerböden** weisen im Oberboden einen mittleren Gesamtgehalt von 40 mg Ni_{ges}/kg auf. Die Gehalte schwanken mit 35 bis 43 mg Ni_{ges}/kg gering. Für Ackerböden aus dem Rheinischen Schiefergebirge sind dies unterdurchschnittliche Werte. Die Ackerböden des Hunsrücks, die häufig in Substraten aus devonischen Schiefen entwickelt sind, enthalten in der Regel hingegen mehr als 50 mg Ni_{ges}/kg. Die Überschreitung des Grenzwertes der AbfklärV (1992) von 50 mg Ni_{ges}/kg ist im Gegensatz zum Untersuchungsgebiet dort somit der Normalfall. Die im Untersuchungsraum gefundenen Ni_{ges}-Gehalte sind als weitgehend natürlich zu bewerten.

Dass die Ackerböden einen fast doppelt so hohen Mittelwert wie die pelitischen Waldoberböden besitzen, ist nicht auf nutzungsspezifische Einträge zurückzuführen. Nickel wird in den sehr sauren Waldoberböden erheblich mobilisiert und aus dem Oberboden ausgetragen. Dies führt zu sinkenden Gesamtgehalten in sauren Waldoberböden.

In den Ackeroberböden kann durch die vorherrschend geringen pH-Werte wie bei Cadmium oder Zink für Nickel ebenfalls nicht der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmig/schluffige Böden angewendet werden. Statt 50 mg Ni_{ges}/kg beträgt der Vorsorgewert daher nur 15 mg Ni_{ges}/kg. Bei allen untersuchten Ackerböden wird dieser Wert um mindestens das Doppelte überschritten. Im Sinn der BBodSchV (1999) handelt es sich jedoch um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte. Sie sind dann unbedenklich, wenn eine Freisetzung keine nachteiligen Veränderungen der Bodenfunktionen erwarten lassen. Die vorgefundenen Mobilgehalte lassen dies nicht erwarten. Trotz vergleichsweise niedriger pH-Werte unterschreiten alle untersuchten Ackerböden den für diese Nutzung geltende Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Wachstumsbeeinträchtigung) von 1,5 mg Ni_{mob}/kg deutlich. Auch der etwas strengere Prüfwert der in Baden-Württemberg geltende Vorschrift *VwV Anorganische Schadstoffe* (1993) für Oberböden bezüglich Pflanzenwachstum und Bodensickerwasser von 1,2 mg Ni_{mob}/kg wird nicht annähernd erreicht. Bei etwa jedem 4. Ackeroberboden sind pH-Werte von < 5 zu erwarten. Selbst in diesen Böden wurden nicht mehr als 0,48 mg Ni_{mob}/kg gemessen. Bei solch tiefen pH-Werten ist nicht nur zur Minderung der Mobilgehalte, sondern auch zur Verbesserung der Ertragsfähigkeit der Böden eine Kalkung zu empfehlen.

In der Regel treten in den Ackeroberböden Mobilgehalte zwischen <0,01 und 0,32 mg Ni_{mob}/kg auf. Damit beträgt der relative Mobilanteil typisch <0,1 bis 0,8 % des Ni_{ges}-Gehaltes. Die Höhe des Mobilgehaltes wird maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Ni_{ges}-Gehalt gesteuert.

Die **Grünlandböden** im Verbreitungsgebiet der pelitischen Substrate weisen ähnliche Ni_{ges}-Gehalte wie die Ackerböden auf. Im obersten Horizont wurde in ihnen durchschnittlich 38 mg Ni_{ges}/kg (26 - 47) gefunden. Lösslehmbeimengungen führen zu leicht geringeren Ni_{ges}-Gehalten. Die weniger verbreiteten quarzitären Grünlandböden sind mit durchschnittlich 30 mg Ni_{ges}/kg (18 - 39) Ni_{ges}-ärmer. Mit zunehmender Tiefe steigen bei allen Substraten die Ni_{ges}-Gehalte leicht an. Die gefundenen Konzentrationen stimmen gut mit den landesweiten Werten überein (siehe Tab. 45 und 46).

Da in fast allen Grünlandböden der pH-Wert unter 6 liegt, gilt auch bei dieser Nutzung überwiegend der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für saure Böden von 15 mg Ni_{ges}/kg. Abgesehen von wenigen Quarzit-reichen Grünlandböden und stärker gekalkten pelitischen Grünlandböden wird der Vorsorgewert fast immer merklich überschritten. Geringfügig mehr als 50 mg Ni_{ges}/kg sind aber nur in pelitischen Grünlandböden zu erwarten. Mehr als 3% des Maßnahmenwertes der BBodSchV (1999) von 1900 mg

Ni_{ges} /kg wurde in keinem Boden gemessen. Wie bei den Ackerböden handelt es sich um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte. Geringe Mobilgehalte lassen nachteilige Veränderungen der Bodenfunktionen nicht erwarten.

Die Mobilgehalte in den pelitischen Grünlandoberböden bewegen sich im Untersuchungsraum üblich zwischen $< 0,01$ und $0,45$ mg Ni_{mob} /kg. Im Mittel sind es $0,04$ mg Ni_{mob} /kg, was einem mittleren Anteil am Ni_{ges} -Gehalt von $0,1\%$ entspricht. Da sie für diese Nutzung vergleichsweise günstige pH-Werte besitzen, liegen die Mobilgehalte unter dem Landesdurchschnitt.

Die quarzitischen Grünlandböden scheinen intensiver gekalkt zu werden. Geringere Ni_{ges} -Gehalte und etwas höhere pH-Werte führen zu sehr geringen Mobilgehalten. Der Mittelwert liegt bei $< 0,01$ mg Ni_{mob} /kg und der Mobilgehalt übersteigt in der Regel nicht $0,21$ mg/kg.

Tiefere pH-Werte im Unterboden führen zu etwas höheren Mobilgehalten. Im Mittel enthalten die Unterböden $0,10$ mg Ni_{mob} /kg ($0,03 - 0,78$). Wie schon in früheren Berichten beschrieben kann der Ni_{mob} -Gehalt in wasserbeeinflussten Horizonten unabhängig vom pH-Wert und Ni_{ges} überproportional stark ansteigen (HAUENSTEIN & BOR 1996, HAUENSTEIN 2000). Dies betrifft allerdings in erster Linie die Auenböden (siehe unten).

Tab. 47 Nickel in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	113	26	39	51	61	74
Unterboden	205	34	45	60	67	91
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	107	0,22	0,56	1,17	1,54	2,58
Unterboden	161	0,16	0,48	0,95	1,55	2,11

Die Ni_{ges} -Gehalte der Auenlehme zeigen eindeutig die Herkunft der Sedimente. Mit durchschnittlich 38 mg Ni_{ges} /kg ($31 - 45$) weisen sie im Oberboden den gleichen Mittelwert wie die pelitischen Grünlandoberböden auf. Erheblich höher ist in den Auenböden allerdings der Mobilgehalt. Dies ist eindeutig auf die Durchnässung der Auenböden und die damit zunehmend reduzierenden Verhältnisse im Boden zurückzuführen. Die Ni_{ges} -Gehalte und die pH-Werte können das überproportional starke Ansteigen der Mobilgehalte nicht erklären. Im obersten Mineralbodenhorizont beträgt der mittlere Mobilgehalt $0,64$ mg Ni_{mob} /kg ($0,20 - 2,1$) und nimmt im folgenden Oberbodenhorizont auf $1,06$ mg Ni_{mob} /kg ($0,43 - 2,4$) zu. Der mittlere Anteil am Ni_{ges} steigt von $1,7$ auf $2,9\%$. In den stärker vernässten Unterböden nehmen diese Werte weiter zu. Hier wurden durchschnittlich $1,57$ mg Ni_{mob} /kg ($0,38 - 2,5$) gefunden. Dies entspricht im Mittel einem Anteil am Ni_{ges} von fast 5% . Diese vergleichsweise hohen Werte entsprechen dem natürlichen geochemischen Verhaltens dieses Elements.

4.2.7. Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist mit einem mittleren Gehalt in der Erdkruste von 0,05 mg/kg ein seltenes und zugleich ein vergleichsweise toxisches Schwermetall. In Gesteinen variiert der natürliche Gehalt nur relativ gering. In Quarziten und Sandsteinen sind zwischen 0,03 und 0,10 mg/kg, in Schiefer und Tonsteinen zwischen 0,2 und 0,4 mg/kg zu erwarten. Wie beim Blei war der anthropogene Anteil in der Atmosphäre hoch. Einträge über den Luftpfad führen neben der bevorzugten Bindung an die organische Substanz zur ausgeprägten Anreicherung im Oberboden. Tiefere Profilschnitte sind in der Regel weit Hg-ärmer. Der anthropogene Anteil überdeckt im Oberboden teilweise die natürlichen Zusammenhänge. Zwischen dem Hg-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Hg_{ges}) und dem Humusgehalt besteht eine enge statistische Beziehung. Der Hg_{ges}-Gehalt steigt zumindest bis zu einem Tongehalt von 35 Masse-% degressiv an (siehe Abb. 56). Im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente sind statistische Beziehungen zum Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt nicht festzustellen.

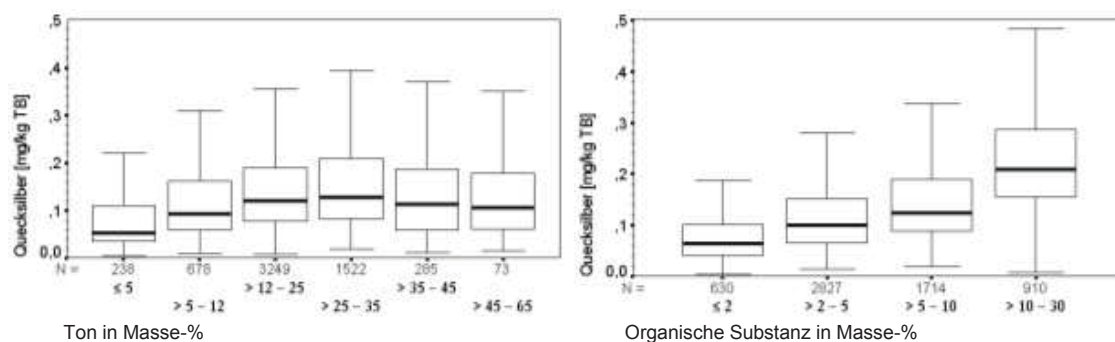


Abb. 56 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltssklassen und Klassen organischer Substanz

Hg zählt zu den geringmobilen Elementen. In einer weiten pH-Spanne beträgt der mittlere Mobilanteil nur um 0,2% des Gesamtgehaltes. Lediglich in stark bis extrem sauren Böden steigt dieser Wert auf etwa 0,3% an. Auch in extrem sauren Böden stellt eine relative Mobilität von > 1% die Ausnahme dar.

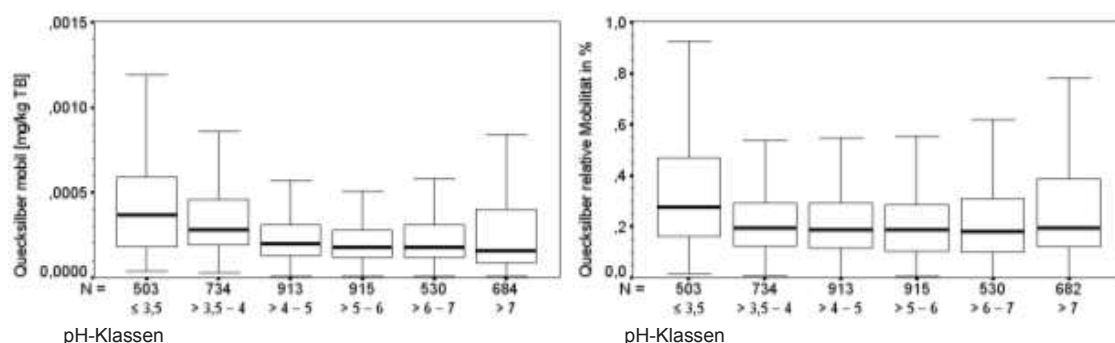


Abb. 57 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Geringe Unterschiede bei den natürlichen Gehalten bei gleichzeitig einem relativ hohen anthropogenen Anteil führen ohne Berücksichtigung der Nutzung landesweit zu einheitlichen Durchschnittswerten. Die Oberböden annähernd aller Substrate liegen nutzungsunabhängig in der Gehaltsklasse 0,10 - 0,25 mg

Tab. 48 Quecksilber in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	40	0,24	0,36	0,63	0,78	1,02
Oberboden, Wald	45	0,13	0,18	0,21	0,27	0,32
Oberboden, Grünland	11	0,07	0,09	0,14	0,20	0,20
Unterboden	78	0,06	0,08	0,12	0,19	0,21
Untergrund	78	0,03	0,04	0,06	0,09	0,11
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	31	0,00039	0,00066	0,00083	0,00159	0,00125
Oberboden, Wald	41	0,00033	0,00049	0,00064	0,00076	0,00098
Oberboden, Grünland	11	0,00017	0,00025	0,00038	0,00057	0,00059
Unterboden	70	0,00011	0,00019	0,00030	0,00044	0,00058
Untergrund	58	0,00004	0,00009	0,00017	0,00029	0,00035
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	103	0,30	0,40	0,50	0,61	0,76
Oberboden, Wald	129	0,12	0,17	0,22	0,29	0,37
Oberboden, Grünland	11	0,08	0,11	0,12	0,13	0,18
Unterboden	196	0,05	0,09	0,13	0,17	0,24
Untergrund	13	0,03	0,04	0,06	0,08	0,11
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	65	0,00027	0,00044	0,00082	0,00117	0,00145
Oberboden, Wald	91	0,00022	0,00033	0,00058	0,00073	0,00102
Oberboden, Grünland	12	0,00018	0,00021	0,00023	0,00027	0,00025
Unterboden	157	0,00011	0,00017	0,00024	0,00034	0,00043
Untergrund	10	0,00002	0,00009	0,00023	0,00028	0,00028

Hg_{ges}/kg (siehe Kartenanlage). Dieser Wertebereich wurde aus dem landesweiten Datenbestand ermittelt und gilt weitgehend auch für den Untersuchungsraum. Dort weisen die Oberböden einen Durchschnittswert von 0,15 mg Hg_{ges}/kg auf. Gesamtgehalte von 0,08 - 0,31 mg Hg_{ges}/kg sind in 80% der untersuchten Oberböden zu finden. Die Nutzung beeinflusst den Gesamtgehalt ungleich stärker als die Substratzusammensetzung. Nutzungsunabhängig bestehen bei Mittelwert und Streuung zwischen den Substraten keine signifikanten Unterschiede.

Eine räumliche Häufung überdurchschnittlicher Gehalte ist im Untersuchungsraum nicht zu beobachten. Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmig/schluffige Böden von 0,5 mg Hg_{ges}/kg wird in zwei als Grünland genutzten Auenböden und einem Waldboden geringfügig überschritten. In allen Ackerböden wird der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 1 mg Hg_{ges}/kg immer weit unterschritten.

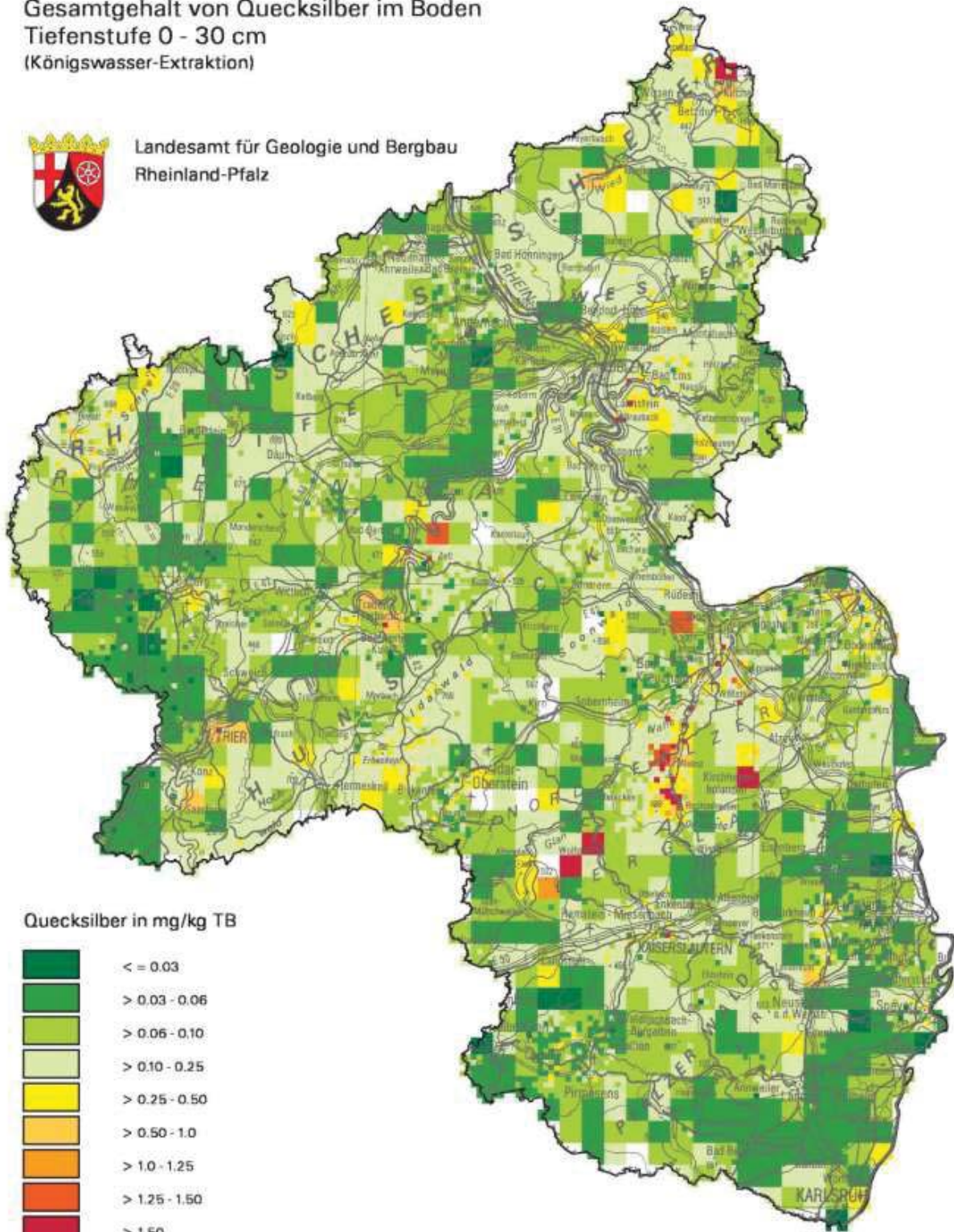
Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmig/schluffige Böden von 0,5 mg Hg_{ges}/kg wird lediglich in 2% der untersuchten Oberböden geringfügig überschritten. Der Maximalwert liegt bei 1,1 mg Hg_{ges}/kg.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

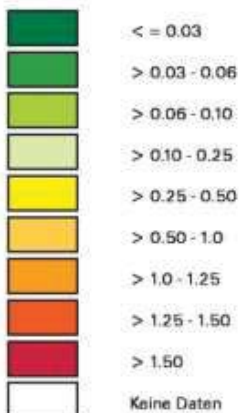
Gesamtgehalt von Quecksilber im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Quecksilber in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau
Landesamt für Umwelt, Wasserversorgung 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 Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung des Vorsorgewertes ist in Auensedimenten am höchsten. Anders als bei Blei und Kupfer stehen die leicht erhöhten Hg_{ges} -Gehalte in Auensedimenten nicht im Zusammenhang mit dem historischen Bergbau, da dies auch in Bachauen zu beobachten ist, die nicht im Abstrombereich der Bergbaustandorte liegen. Der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 1 mg Hg_{ges} /kg wird in Ackeroberböden immer um mindestens die Hälfte unterschritten.

In den Laubwäldern des Untersuchungsraums enthalten die **Humusauflagen der Waldböden** durchschnittlich 0,31 mg Hg_{ges} /kg (0,22 - 0,49). Im Nadelwald liegen Mittelwert und typischer Wertebereich mit 0,50 mg Hg_{ges} /kg (0,29 - 0,66) merklich höher. Beide Mittelwerte befinden sich etwas über den landesweiten Werten.

Schon in anderen niederschlagsreichen Gebieten des Landes wie Westerwald und Hochwald wurden leicht überdurchschnittliche Werte festgestellt. Wie bei anderen Stoffen, bei denen ein merklicher atmosphärischer Eintrag zu erwarten ist, wird auch beim Hg_{ges} ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Konzentration in der Humusauflage vermutet. In Gegenden mit weniger als 1.000 mm/a Niederschlag enthalten Humusauflagen der Nadelwälder durchschnittlich 0,39 mg Hg_{ges} /kg und das 90. Perzentil beträgt 0,68 mg Hg_{ges} /kg. In niederschlagsreicheren Gebieten steigt der Mittelwert um etwa 30% auf 0,51 mg Hg_{ges} /kg. Das 90. Perzentil liegt dort bei 0,81 mg Hg_{ges} /kg. Die Humusauflagen der Laubwälder enthalten zwar allgemein weniger Hg_{ges} , jedoch fällt der Unterschied zwischen niederschlagsärmeren und -reicheren Gebieten noch etwas deutlicher als beim Nadelwald aus.

Bei über 80% der untersuchten Waldböden ist die Humusauflage die Schicht mit den höchsten Hg_{ges} -Gehalten des gesamten Bodenprofils. Mit zunehmender Mächtigkeit der Humusauflage sind auch höhere Hg_{ges} -Gehalte zu erwarten. Gleichzeitig sind dann die Hg_{ges} -Gehalte im Oberboden meist unterdurchschnittlich. Nadelwald-Humusauflagen mit einer Mächtigkeit von > 4 cm enthalten gegenüber dem Oberboden einen durchschnittlich 0,31 mg/kg höheren Hg_{ges} -Gehalt. Bei den geringmächtigeren Humusauflagen sind es nur 0,11 mg Hg_{ges} /kg. In den nährstoffarmen Nadelwaldstandorten mit ihren überwiegend mächtigen Humusauflagen ist der Konzentrationsunterschied zwischen Humusauflage und Oberboden daher in der Regel ausgeprägter als im Laubwald, wo meist weit geringmächtigere Humusauflagen anzutreffen sind. Nur in Laubwäldern konnten im Oberboden in der Hälfte der Fälle geringfügig höhere Hg_{ges} -Gehalte als in der Humusauflage festgestellt werden.

In den Humusauflagen des Untersuchungsraums liegen durchschnittlich 0,18% des Hg_{ges} -Gehaltes (0,12 - 0,30%) in leicht verfügbarer Form vor. Von den untersuchten Spurenstoffen besitzt damit Hg neben Chrom in der Humusauflage den geringsten Mobilanteil am Gesamtgehalt. Im Gegensatz zu den übrigen untersuchten Spurenelementen ist der Anteil nicht vom pH-Wert abhängig. Mäßig saure wie extrem saure Humusauflagen weisen landesweit etwa gleiche Mittelwerte und gleiche Streuungen auf. Obwohl die Verfügbarkeit am Gesamtgehalt weitgehend unabhängig vom pH-Wert ist, steigt der absolute Mobilgehalt mit sinkendem pH-Wert an. Mit zunehmender Versauerung nimmt die Mächtigkeit der Humusauflage zu, was gleichzeitig einen Anstieg des Hg_{ges} -Gehaltes zur Folge hat. Dies ist die maßgebliche Ursache für die höheren Mobilgehalte in sehr sauren Humusauflagen.

Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt in den Humusauflagen des Untersuchungsraums 0,83 μg Hg_{mob} /kg (0,49 - 1,25). Durch die unmittelbare Abhängigkeit vom Gesamtgehalt sind auch die Mobilgehalte leicht überdurchschnittlich. Im Mittel besitzen die Humusauflagen einen um 0,31 μg Hg_{mob} /kg höheren Mobilgehalt als ihre Oberböden. In weniger als 20% der Fälle weist der Oberboden einen geringfügig höheren Mobilgehalt als die Humusauflage auf.

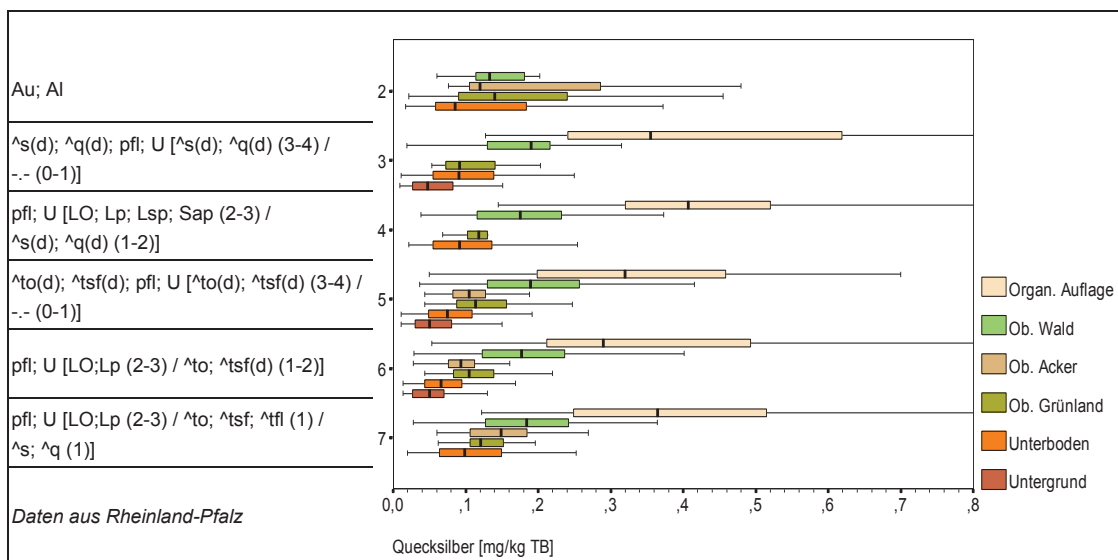


Abb. 58 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Boden

Die Hg_{ges} -Gehalte der **Waldoberböden** des Untersuchungsraums sind typisch für Waldböden, die in Substraten aus devonischen Quarziten, Sandsteinen und Schiefen bzw. Peliten entwickelt sind. Der Mittelwert von 0,20 mg Hg_{ges} /kg und auch die Streuung von 0,10 bis 0,32 mg Hg_{ges} /kg stimmen gut mit den landesweiten Daten überein (siehe (Tab. 48 und 49)). Die Mächtigkeit der Humusauflage und damit indirekt der Baumbestand haben einen größeren Einfluss auf den Hg_{ges} -Gehalt im Waldoberboden als deren Substratzusammensetzung. Im Untersuchungsraum enthalten die Oberböden im Laubwald durchschnittlich 0,26 mg Hg_{ges} /kg. Im Nadelwald liegt dieser Wert bei 0,18 mg Hg_{ges} /kg. Somit ist die Reihenfolge im Vergleich mit den Humusauflagen umgedreht (siehe oben). Im Nadelwald enthalten die Oberböden generell weniger Hg_{ges} als ihre Humusauflagen. Im Mittel ist weniger als die Hälfte des Hg_{ges} -Gehaltes der Nadelwald-Humusauflage noch im Oberboden zu finden. Typisch ist eine Abnahme zwischen 75 und 25%. Im Laubwald ist dies uneinheitlicher. Dort hat etwa die Hälfte der untersuchten Oberböden einen etwas höheren Hg_{ges} -Gehalt als ihre Humusauflagen.

Innerhalb des Oberbodens gehen die Hg_{ges} -Gehalte mit zunehmender Tiefe in der Regel weiter zurück. Unterhalb des geringmächtigen obersten Mineralbodenhorizonts nimmt der Hg_{ges} -Gehalt in den pelitischen Böden durchschnittlich um etwa 40% ab. Sie enthalten im Durchschnitt nur noch 0,10 mg Hg_{ges} /kg (0,08 - 0,26). Im Untersuchungsraum konnten nur wenige Untergrundhorizonte untersucht werden, aber es scheint, dass der Hg_{ges} -Gehalt in den tiefsten Bodenhorizonten wieder geringfügig ansteigt.

In den quarzitischen Böden ist der Tiefenverlauf der Hg_{ges} -Gehalte uneinheitlich. In sehr sauren, podsoligen Böden erfolgt offensichtlich gemeinsam mit den Huminstoffen eine vertikale Verlagerung. Im Unterboden reichern sich diese Huminstoffe in Bh-Horizonten an. Es sind gerade diese Horizonte, die gegenüber sonstigen Unterboden- oder Untergrundhorizonten oft einen leicht erhöhten Hg_{ges} -Gehalt besitzen. In den weniger sauren quarzitischen Böden geht der Hg_{ges} -Gehalt dagegen mit der Tiefe meist weiter leicht zurück. Die Untergrundhorizonte im Verbreitungsgebiet der Quarzite und Sandsteine scheinen insgesamt aber leicht höhere natürliche Hg-Gehalte als die ebenfalls aus dem Devon stammenden Quarzite des Hunsrücks aufzuweisen.

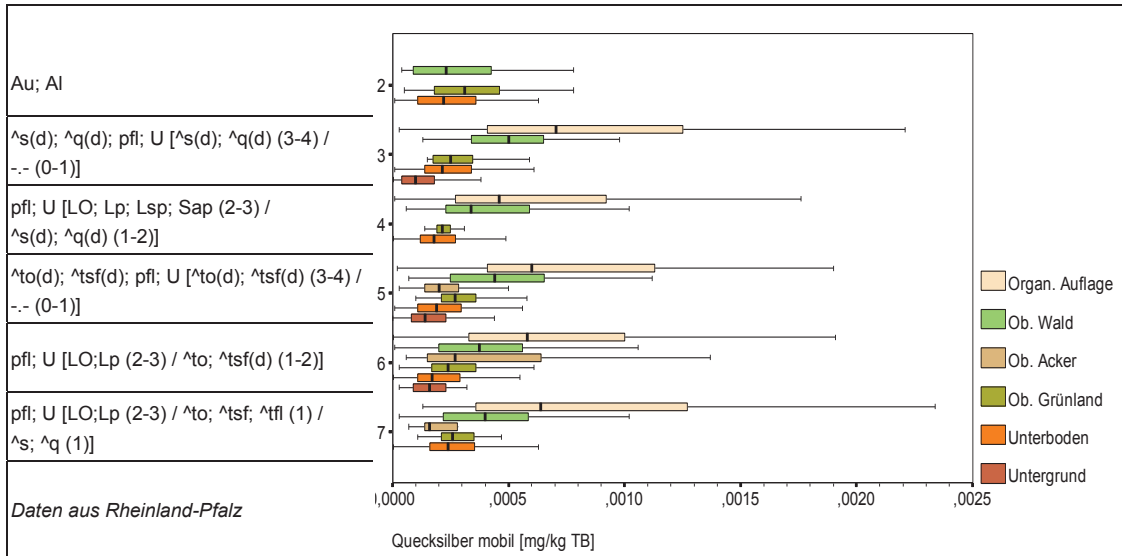


Abb. 59 NH₄NO₃-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Boden

Wie schon erwähnt liegt der Mobilgehalt in den Waldoberböden mit durchschnittlich 0,47 µg Hg_{mob}/kg im Mittel um 0,31 µg Hg_{mob}/kg bzw. rund 40% niedriger als in ihren Humusauflagen. Die Mobilgehalte bewegen sich üblich zwischen 0,18 und 0,86 µg Hg_{mob}/kg. Dies sind wie in den Humusauflagen durchschnittlich 0,2% des Hg_{ges}-Gehaltes. Die Oberböden der Nadelwald- und Laubwaldstandorte unterscheiden sich dabei kaum. In Folge der etwas höheren Hg_{ges}-Gehalte liegt der Mobilgehalt in den Laubwald-Oberböden mit durchschnittlich 0,52 µg Hg_{mob}/kg (0,22 – 0,72) etwas über dem der Nadelwald-Oberböden, wo im Mittel 0,40 µg Hg_{mob}/kg (0,17 – 0,82) gefunden wurden.

Der Mobilanteil am Hg_{ges}-Gehalt zeigt eine schwache Abhängigkeit vom pH-Wert. In sehr sauren Waldoberböden mit pH-Werten < 3,5 liegt der mittlere Anteil am Hg_{ges}-Gehalt bei 0,32% (0,12 - 0,60). Im am häufigsten vorkommenden pH-Bereich von 3,5 bis 4 sind durchschnittlich 0,23% (0,10 - 0,40%) des Hg_{ges}-Gehaltes labil gebunden. Bei noch höheren pH-Werten geht dieser Anteil weiter geringfügig zurück. Substratbedingte Unterschiede sind beim Mobilgehalt nicht zu beobachten.

Die Hg-Mobilgehalte bewegen sich in den Unterboden- und Untergrundhorizonten im landesweit üblichen Bereich. Gegenüber dem Oberboden nehmen sie mit zunehmender Tiefe weiter leicht ab. In den sandig/quarzitischen Unterböden wurden im Mittel 0,37 µg Hg_{mob}/kg (0,27 - 0,88) bzw. 0,27% (0,18 - 0,47%) des Hg_{ges}-Gehaltes vorgefunden. In den pelitischen Unterbodenhorizonten waren es durchschnittlich 0,25 µg Hg_{mob}/kg (0,09 - 0,47). Dass die pelitischen Unterböden etwas geringere Mobilgehalte besitzen, liegt allein an ihren etwas geringeren Hg_{ges}-Gehalten. Der Mobilanteil am Hg_{ges}-Gehalt befindet sich im gleichen Bereich wie in den sandig/quarzitischen Böden.

Aus den Untergrundhorizonten stehen aus dem Untersuchungsraum nur wenige Proben zur Verfügung. Die mittleren Mobilgehalte und die Streuung der Werte entsprechen allerdings den landesweiten Daten.

Die im Untersuchungsraum fast ausschließlich in Pelit-reichen bis -haltigen Substraten entwickelten **Ackerböden** enthalten im Oberboden durchschnittlich 0,14 mg Hg_{ges}/kg. Der typische Konzentrationsbereich reicht von 0,11 - 0,23 mg Hg_{ges}/kg. Damit liegt ihr Hg_{ges}-Gehalt leicht über dem Landesdurch-

Tab. 49 Quecksilber in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon)						
(überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl (d); pfl; U [(\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	167	0,20	0,32	0,45	0,56	0,76
Oberboden, Wald	184	0,12	0,18	0,24	0,32	0,42
Oberboden, Acker	80	0,08	0,10	0,12	0,15	0,18
Oberboden, Grünland	77	0,09	0,11	0,14	0,17	0,19
Unterboden	254	0,05	0,07	0,10	0,14	0,19
Untergrund	313	0,03	0,05	0,07	0,10	0,13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	116	0,00037	0,00055	0,00093	0,00133	0,00172
Oberboden, Wald	144	0,00025	0,00043	0,00061	0,00081	0,00112
Oberboden, Acker	75	0,00014	0,00018	0,00025	0,00037	0,00040
Oberboden, Grünland	78	0,00021	0,00026	0,00035	0,00046	0,00055
Unterboden	214	0,00010	0,00018	0,00026	0,00038	0,00049
Untergrund	199	0,00006	0,00013	0,00020	0,00028	0,00040
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (1-2)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	97	0,08	0,10	0,13	0,16	0,20
Unterboden	471	0,04	0,06	0,09	0,12	0,16
Untergrund	23	0,02	0,04	0,07	0,09	0,13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	89	0,00017	0,00024	0,00034	0,00049	0,00058
Unterboden	365	0,00010	0,00017	0,00026	0,00035	0,00049
Untergrund	22	0,00003	0,00014	0,00017	0,00026	0,00032
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (1)] / (\wedge s(d); \wedge q(d)) (1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	65	0,24	0,34	0,50	0,62	0,84
Oberboden, Wald	82	0,12	0,17	0,23	0,29	0,36
Oberboden, Acker	12	0,10	0,14	0,18	0,22	0,27
Oberboden, Grünland	32	0,10	0,12	0,14	0,16	0,18
Unterboden	122	0,06	0,09	0,13	0,17	0,23
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	54	0,00034	0,00062	0,00117	0,00153	0,00234
Oberboden, Wald	71	0,00021	0,00038	0,00056	0,00077	0,00102
Oberboden, Acker	12	0,00013	0,00016	0,00028	0,00064	0,00028
Oberboden, Grünland	36	0,00021	0,00026	0,00034	0,00038	0,00047
Unterboden	116	0,00015	0,00023	0,00032	0,00041	0,00055

schnitt (siehe Tab. 49). An keinem Standort wurde aber ein Gehalt von mehr als 0,45 mg Hg_{ges}/kg festgestellt. Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,5 mg Hg_{ges}/kg wird daher immer unterschritten. Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 1 mg Hg_{ges}/kg nicht annähernd erreicht.

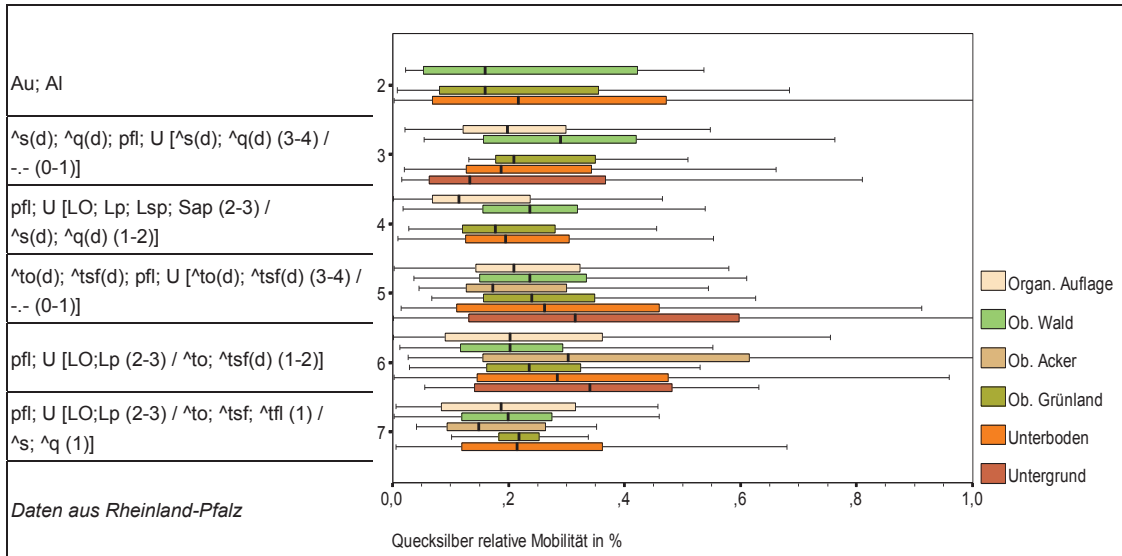


Abb. 60 Relative Mobilität von Quecksilber im Boden

Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,17 µg Hg_{mob}/kg und einem typischen Konzentrationsbereich von 0,13 - 0,33 µg Hg_{mob}/kg wurden in den Ackeroberböden landesweit üblich Werte festgestellt. Im Durchschnitt sind damit nur 0,14% des Gesamtgehaltes labil gebunden (0,08 - 0,33%).

Da die BBodSchV (1999) für Hg_{mob} keine Regelung trifft, wird als Bezugsgröße behelfsweise der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 7 µg Hg_{mob}/kg herangezogen. Mehr als 5% dieses Prüfwertes erreicht keiner der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Oberböden.

Außerhalb der Auen enthalten die **Grünlandoberböden** substratunabhängig im Mittel 0,12 mg Hg_{ges}/kg. Der Normalbereich reicht von 0,07 bis 0,23 mg Hg_{ges}/kg. Zwischen den Grünlandoberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite oder Quarzite bestehen beim Hg_{ges}-Gehalt keine signifikanten Unterschiede. Die im Untersuchungsraum vorgefundenen Hg_{ges}-Gehalte sind landesweit typisch für Grünlandböden aus diesen Substratgruppen.

Zwei Standorte erreichen fast den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,5 mg Hg_{ges}/kg, ohne dass zwischen ihnen ein räumlicher Zusammenhang besteht.

Bei vergleichbaren Gesamtgehalten ist die Verfügbarkeit mit einem mittleren Anteil von 0,19% (0,10 - 0,44%) geringfügig höher als in den Ackeroberböden. Dies entspricht einem mittleren Mobilgehalt von 0,25 µg Hg_{mob}/kg und einer typischen Spannweite von 0,15 - 0,44 µg Hg_{mob}/kg. Für diese Nutzung und Substratgruppen sind dies landesweit typische Werte.

Die im Untersuchungsraum untersuchten Auenböden werden sämtlich als Grünland genutzt. Bei durchschnittlich 0,22 mg Hg_{ges}/kg schwankt der Hg_{ges}-Gehalt typisch zwischen 0,15 und 0,65 mg Hg_{ges}/kg. Mittelwert wie auch Schwankungsbreite befinden sich damit merklich über den landesweiten Werten für Auenböden. Sie enthalten auch mehr Hg_{ges} als die außerhalb der Auen liegenden Grünlandböden des Untersuchungsraums. Wie eingangs erwähnt wird in 2 Auenböden der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmig/schluffige Böden von 0,5 mg Hg_{ges}/kg überschritten. Am Alfbach werden im obersten

Tab. 50 Quecksilber in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän) Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	100	0,09	0,13	0,20	0,29	0,34
Unterboden	189	0,06	0,08	0,13	0,20	0,23
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Grünland	78	0,00015	0,00030	0,00041	0,00053	0,00078
Unterboden	158	0,00010	0,00018	0,00029	0,00041	0,00056

Mineralbodenhorizont 0,63 mg Hg_{ges}/kg und am Ihrenbach 1,08 mg Hg_{ges}/kg erreicht. Die mäßig erhöhten Werte beschränken sich nicht nur auf den Oberboden, sondern bestehen auf ähnlichem Niveau auch in tieferen Horizonten. Gemeinsam ist ihnen, dass sie sich unterhalb von Klärteichen befinden. Ein Zusammenhang mit dem historischen Bergbau besteht nicht.

Trotz der tendenziell leicht überdurchschnittlichen Gesamtgehalte sind die Mobilgehalte eher gering. Im Mittel wurden nur 0,20 µg Hg_{mob}/kg (0,04 - 0,46) festgestellt. Dies führt zu einem geringen Anteil am Gesamtgehalt von nur 0,08% (0,02 - 0,17%). Auch die Standorte mit erhöhtem Gesamtgehalt sind hinsichtlich der Verfügbarkeit dieses Schwermetalls unauffällig.

4.2.8. Zink

Zink (Zn) ist wie Kupfer ein essentieller Spurennährstoff. Feinkörnige Gesteine wie Tonschiefer und Tonsteine liegen mit typischen Gehalten von 80 bis 100 mg/kg über dem mittleren Gehalt der Erdkruste von 75 mg/kg (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Wie bei den meisten hier untersuchten Spurenelementen sind auch die Zn-Gehalte in den Sandsteinen und Quarziten mit 15 bis 30 mg/kg vergleichsweise gering.

Der Zink-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Zn_{ges}) wird in nicht bzw. gering belasteten Böden wie bei den Schwermetallen Chrom, Nickel und Kupfer maßgeblich vom Ton- und Eisengehalt des Substrates bestimmt. Zudem ist eine positive Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt zu beobachten. Dies führt auch ohne anthropogene Einträge zu einer gewissen oberflächennahen Anreicherung.

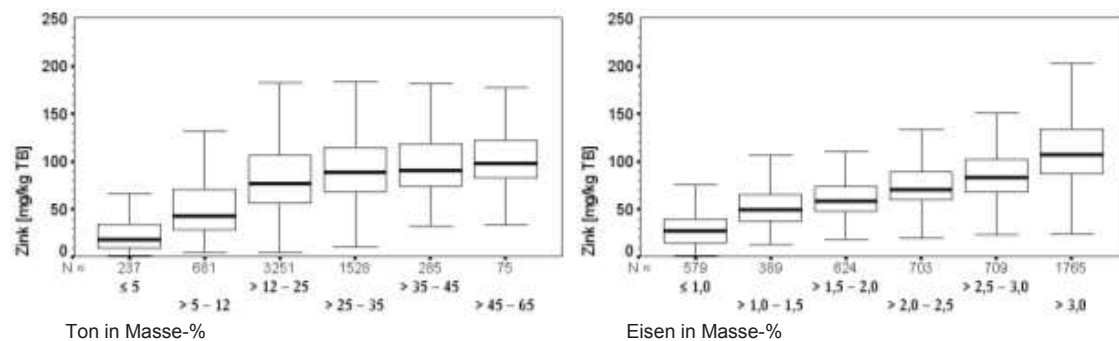


Abb. 61 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

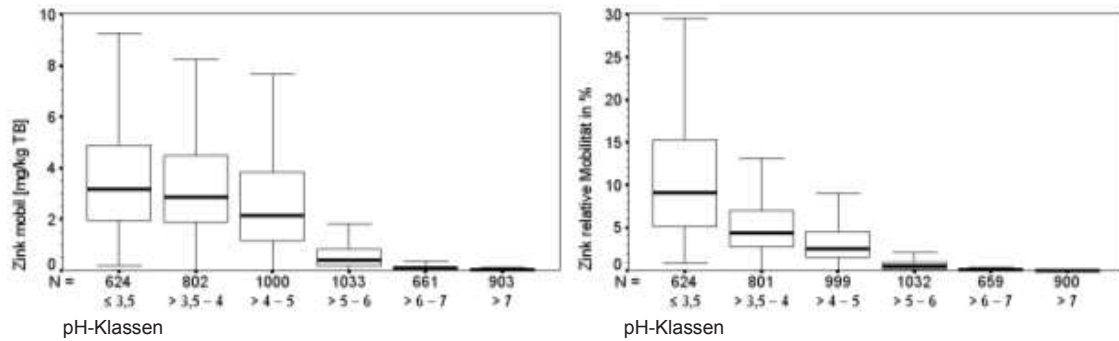


Abb. 62 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Der leicht mobilisierbare Zn-Gehalt (NH_4NO_3 -extrahierbar; Zn_{mob}) und dessen Anteil am Gesamtgehalt zeigen eine ausgeprägte Abhängigkeit vom pH-Wert. Unter pH 5 steigt der mobile Anteil am Zn_{ges} stark an (siehe Abb. 62) und kann in sehr sauren Böden auf 6 bis > 20% ansteigen. Die labile Bindung in sehr sauren Böden führt vermutlich zu Verlagerungen, wodurch die Zunahme des absoluten Zn_{mob} -Gehaltes sich abschwächt.

Böden, die in pelitischen Substraten entwickelt sind, nehmen fast 90% des Untersuchungsraums ein. Sie enthalten ohne Berücksichtigung der Nutzung im Oberboden durchschnittlich 89 mg Zn_{ges} /kg. Der Konzentrationsbereich reicht von 54 - 113 mg Zn_{ges} /kg. Dieser ist landesweit typisch für Böden, die in solchen Substraten entwickelt sind. Landwirtschaftlich genutzte Böden mit einem geringen Lösslehmanteil liegen dabei häufig über dem Mittelwert. Bei charakteristischen Tongehalten von 22 bis 30 Masse-% und Eisengehalten von 2,5 bis 4,0 Masse-% sind geogen bis zu 150 mg Zn_{ges} /kg zu erwarten (siehe Abb. 61). Dieser Wert wird in den pelitischen Oberböden des Untersuchungsraums praktisch nicht überschritten.

In den etwas Ton- und Eisen-ärmeren quarzitischen Oberböden wurden im Mittel 73 mg Zn_{ges} /kg (21 - 109 mg Zn_{ges} /kg) gefunden. Die Höhe des Lösslehmanteils spielt dabei keine Rolle, wohl aber die Art der Nutzung. Die landwirtschaftlich genutzten Oberböden weisen mit 92 mg Zn_{ges} /kg fast den 3-fachen Mittelwert der Waldoberböden auf. Unterschiede zwischen pelitischen und quarzitischen Böden sind daher fast ausschließlich in den Waldböden zu beobachten (siehe unten).

Da fast alle Oberböden im Untersuchungsraum einen pH-Wert < 6 aufweisen, gilt für die überwiegend schluffig/lehmigen Böden nicht der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 150 mg Zn_{ges} /kg, sondern der strengere Wert von nur 60 mg Zn_{ges} /kg. Dies ist folglich eine Konzentration, die deutlich unterhalb des Mittelwerts aller untersuchten Oberböden liegt. In 80% der Oberböden mit einem pH-Wert < 6 liegt der Zn_{ges} -Gehalt über dem niedrigeren Vorsorgewert. Geringere Gehalte sind fast ausnahmslos nur in Waldböden der Schneifel zu finden. Allerdings enthält kein Oberboden im Untersuchungsraum mehr als 150 mg Zn_{ges} /kg. Diese Konzentration entspricht auch dem Grenzwert der AbfklärV (1992) für saure Böden und wird in den Ackerböden immer - meist erheblich - unterschritten.

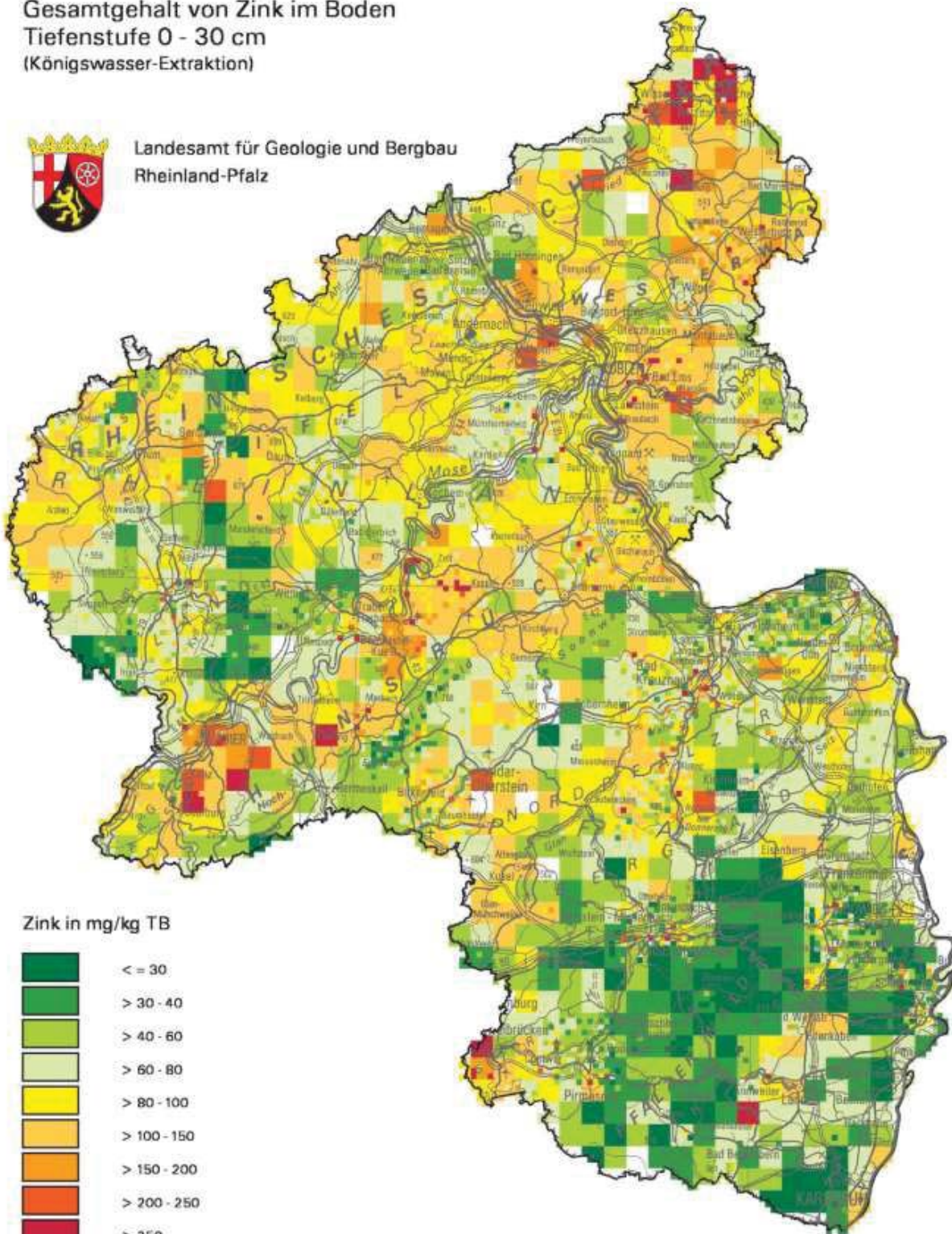
Die **Humusaufgaben** der **Waldböden** enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 70 mg Zn_{ges} /kg. Der typische Konzentrationsbereich reicht von 52 bis 102 mg Zn_{ges} /kg. Sowohl beim Mittelwert als auch

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

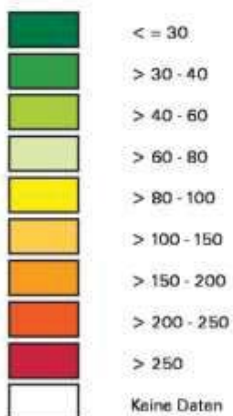
Gesamtgehalt von Zink im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Zink in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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



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. 51 Zink in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	37	63	70	81	113	105
Oberboden, Wald	46	18	33	59	80	115
Oberboden, Grünland	11	80	89	101	109	109
Unterboden	85	23	39	60	78	116
Untergrund	88	18	28	49	74	93
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	36	5,56	7,84	19,05	23,28	31,96
Oberboden, Wald	41	1,51	2,37	3,20	4,76	5,55
Oberboden, Grünland	10	0,11	0,59	1,19	1,42	1,55
Unterboden	70	0,45	0,72	1,07	1,50	1,96
Untergrund	61	0,07	0,19	0,37	0,65	0,78
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO; Lp; Lsp; Sap (2-3) / (^s; ^q) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	103	61	73	93	104	137
Oberboden, Wald	123	25	36	49	61	85
Oberboden, Grünland	14	68	78	98	137	139
Unterboden	210	35	48	60	74	96
Untergrund	13	45	56	67	75	81
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	75	3,06	9,15	16,62	26,33	32,06
Oberboden, Wald	94	1,78	2,60	3,66	4,49	5,77
Oberboden, Grünland	11	<0,01	0,06	0,08	0,11	1,00
Unterboden	166	0,48	0,80	1,15	1,49	2,05
Untergrund	10	<0,01	0,18	0,54	2,72	3,52

bei der Streuung unterscheiden sich Laub- und Nadelwaldstandorte im Zn_{ges}-Gehalt nicht signifikant. Auch das Zn-Angebot des folgenden Oberbodens beeinflusst den Zn_{ges}-Gehalt in den Humusaufgaben nur gering. Die Humusaufgaben im Verbreitungsgebiet der Quarzite weisen einen mittleren Gehalt von 65 mg Zn_{ges}/kg (51 - 105), in dem der Pelite von 76 mg Zn_{ges}/kg (54-102) auf. Dies sind landesweit übliche Werte für Humusaufgaben dieser Substratgruppen. Diese kleinen Unterschiede können durch eingemischtes Oberbodenmaterial verursacht sein. Bei der großen Mehrheit der untersuchten Humusaufgaben nimmt der Zn_{ges}-Gehalt zum folgenden Oberbodenhorizont hin ab. Die quarzitisches Oberböden enthalten nur noch etwa die Hälfte des Zn_{ges}-Gehaltes ihrer Humusaufgaben (siehe unten). Bei den pelitischen Waldböden sinkt hingegen der Zn_{ges}-Gehalt von der Humusaufgabe zum Oberboden nur um durchschnittlich 11 mg Zn_{ges}/kg.

Bei vergleichbarem pH-Wert sind sowohl der Mobilgehalt (Zn_{mob}) als auch der Anteil am Zn_{ges}-Gehalt in den Humusaufgaben weit höher als im Mineralboden. Stark saure Humusaufgaben mit einem pH-Wert

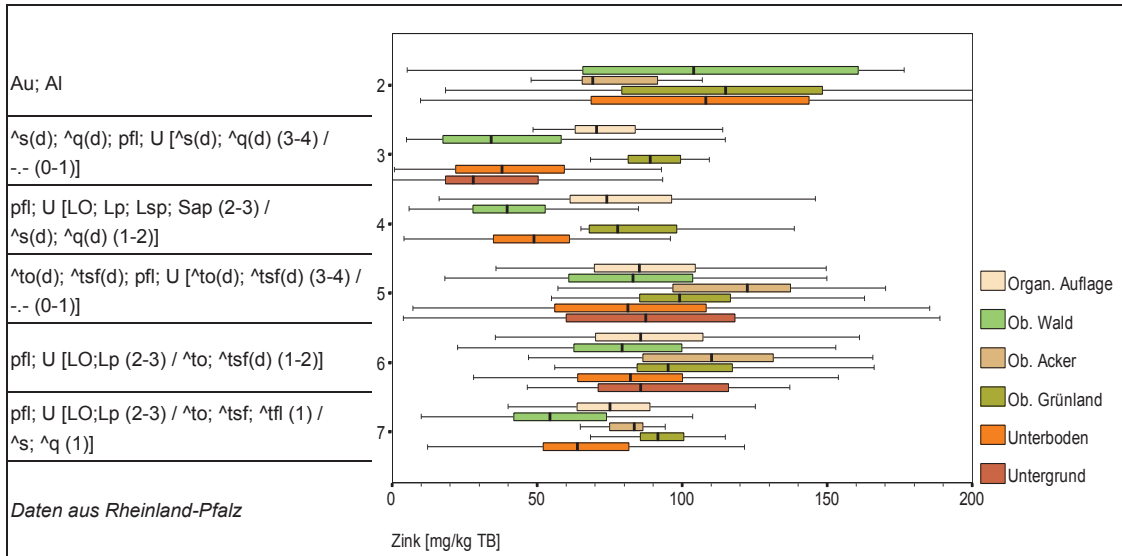


Abb. 63 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Boden

≤ 3,5 weisen einen mittleren Mobilgehalt von 22,5 mg Zn_{mob}/kg (17,0 - 31,6) auf. Dies sind durchschnittlich 40% (30 - 45%) vom Gesamtgehalt. Bei vergleichbar geringen pH-Werten liegt der Mobilanteil im Oberboden hingegen bei nur 10% (4 - 20%). Dies deutet darauf hin, dass wie beim Nickel mineralische Bindungsplätze Zn deutlich stärker immobilisieren als organische. Über die Hälfte der Humusauflagen besitzen einen pH-Wert zwischen 3,5 und 5. Bei ihnen ist der Mobilanteil mit 16% (9 - 27%) schon mehr als halbiert. Der Absolutgehalt beträgt durchschnittlich 11,3 mg Zn_{mob}/kg (5,8 - 20,7). In den wenigen Humusauflagen mit noch höherem pH-Wert gehen die Werte auf 4,4 mg Zn_{mob}/kg (2,3 - 9,1) bzw. 5% (3 - 9%) relativer Anteil weiter deutlich zurück.

Bei allen Waldformen treten durch Bodenschutzkalkungen so große pH-Schwankungen und damit so unterschiedliche Zn_{mob} -Gehalte auf, dass Mittelwerte für Laub- und Nadelwälder eine nur eingeschränkte Aussagekraft haben. Im Laubwald wurden im Untersuchungsraum Mobilgehalte von 1,7 bis 27 mg Zn_{mob}/kg , im Nadelwald von 2,3 bis 32 mg Zn_{mob}/kg festgestellt.

Grundsätzlich ist die Substratzusammensetzung die wichtigste Einflussgröße, die die Höhe des Zn_{ges} -Gehaltes im Boden bestimmt. In **Waldoberböden** beeinflusst allerdings der pH-Wert nicht nur die Höhe des Mobilgehalts, sondern auch die des Zn_{ges} -Gehalts. Mit zunehmender Versauerung nimmt der vertikal gerichtete Austrag des Zinks aus dem Oberboden zu. Dies ist auch bei anderen Spurenstoffen wie Chrom, Kupfer oder Nickel zu beobachten. Die pH-Wert-abhängigen Verluste sind die Ursache für erheblich schwankende Zn_{ges} -Gehalte in den Waldoberböden und betreffen alle Substrate, in denen stark saure Böden entwickelt sind. Die Zn_{ges} -Gehalte steigen meist schon nach wenigen Zentimeter unterhalb der Geländeoberfläche wieder an, da meist auch ein leichter Anstieg des pH-Wertes stattfindet, wodurch die Verlagerung des Zn gebremst oder gestoppt wird.

Wie beim Nickel bestehen bei den sandig/quarzitischen Böden zwei Gruppen mit unterschiedlichen Zn_{ges} -Gehalten. Die geringsten Zn_{ges} -Gehalte des gesamten Untersuchungsraums weisen die **Waldböden** der Schneifel auf. Sie sind in Substraten aus Quarzsandsteinen und quarzitischen Sandsteinen

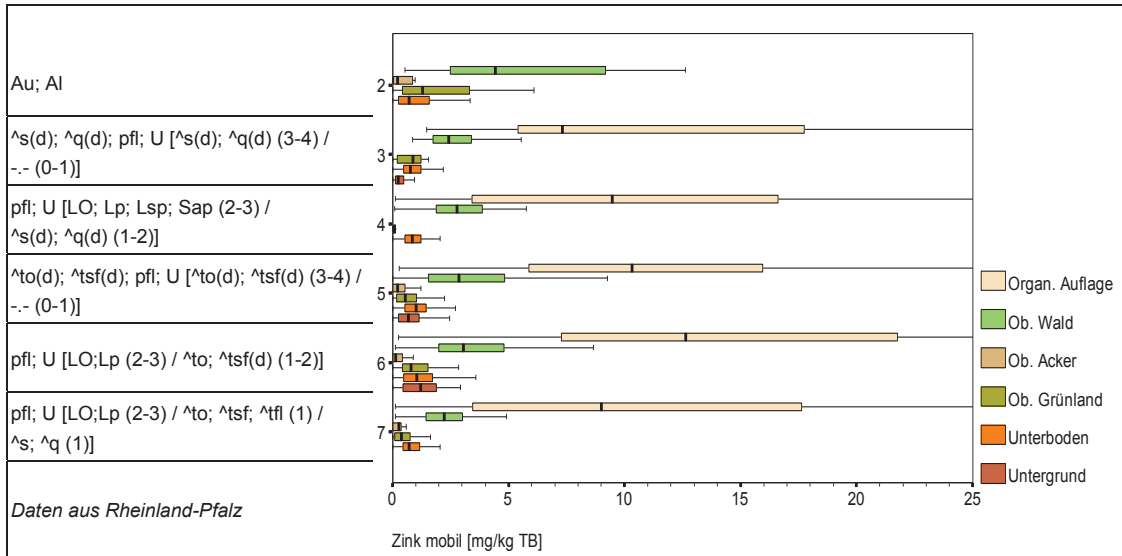


Abb. 64 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink im Boden

des Oberems mit merklichem Lösslehmanteil entwickelt. Ihre Oberböden enthalten im Mittel nur 23 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ (19 - 42). Dies sind Werte, wie sie auch für quarzitisches Waldböden in den Kammlagen des Hunsrücks typisch sind.

Mit zunehmender Tiefe steigen die Zn_{ges} -Gehalte in dieser Substratgruppe an. In den Unterböden wurden durchschnittlich 33 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ (26 - 66) gefunden. Bei diesen Waldböden sind es die Mineralbodenhorizonte mit den höchsten Zn_{ges} -Gehalten. Offensichtlich endet die vertikale Verlagerung aus den meist sehr sauren Oberböden schon weitgehend im Unterboden und geht nicht über den Bodenbildungsbereich hinaus. Die Untergrundhorizonte dieser Substrate sind ausgesprochen Zn_{ges} -arm. Mit durchschnittlich 10 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ (7 - 16) enthalten sie sogar weniger Zn_{ges} als die devonischen Quarzite des Hunsrücks.

Obwohl die überwiegend Lösslehm-armen bis -freien Waldböden aus Sandsteinen des Unterems (Klerf-Schichten) nur geringfügig toniger und etwas Eisen-reicher sind als die Waldböden aus Quarzsandsteinen und quarzitisches Sandsteinen des Oberems, weisen sie im gesamten Bodenbildungsbereich dennoch deutlich höhere Zn_{ges} -Gehalte auf. In den Substraten aus Sandsteinen des Unterems (Klerf-Schichten) finden sich häufig Beimengungen von Peliten, was als mögliche Ursache für die überdurchschnittlichen Zn_{ges} -Gehalte angesehen wird. Ihr oberster Mineralbodenhorizont enthält im Mittel 45 mg/kg (21 - 78). Auch bei diesen Substraten ist ein deutlicher Einfluss des pH-Wertes auf den Zn_{ges} -Gehalt festzustellen. Oberböden mit einem deutlich unterdurchschnittlichen Zn_{ges} -Gehalt weisen in der Regel auch sehr tiefe pH-Werte auf. Im nächst tieferen Mineralbodenhorizont steigt der Zn_{ges} -Gehalt schon auf durchschnittlich 63 mg/kg (35 - 91), wobei die Werte auch hier erheblich variieren. Für die tiefer liegenden Unterboden- und Untergrundhorizonte stehen aus dem Untersuchungsraum nur wenige Proben zur Verfügung, so dass eine statistische Bewertung nicht möglich ist. In ihnen wurden ebenfalls stark schwankende Konzentrationen gefunden, die sich in dem zuvor genannten Bereich bewegen.

In den pelitischen Waldböden beeinflusst die Höhe des Lösslehmanteils den Zn_{ges} -Gehalt nur wenig. Die weitverbreiteten Lösslehm-armen bzw. -freien Oberböden enthalten im Untersuchungsraum im Mittel

Tab. 52 Zink in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon)						
(überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)						
\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl (d); pfl; U [(\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	166	69	85	103	123	150
Oberboden, Wald	185	60	83	101	117	150
Oberboden, Acker	84	97	122	137	146	170
Oberboden, Grünland	82	85	99	117	134	163
Unterboden	260	57	79	103	122	162
Untergrund	336	57	84	114	139	191
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	129	5,84	9,44	15,67	22,99	29,29
Oberboden, Wald	161	1,47	2,78	4,36	6,22	8,61
Oberboden, Acker	75	0,01	0,15	0,37	0,77	0,90
Oberboden, Grünland	80	0,18	0,54	1,02	1,63	2,24
Unterboden	229	0,39	0,90	1,36	1,80	2,72
Untergrund	250	0,17	0,55	0,95	1,43	1,89
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (1-2)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	100	83	94	114	136	149
Unterboden	521	64	81	99	116	145
Untergrund	23	49	74	101	117	137
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	92	0,34	0,73	1,12	2,12	2,15
Unterboden	432	0,38	1,02	1,60	2,27	3,42
Untergrund	22	<0,01	0,48	1,26	1,70	5,38
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) und Sandstein-/Quarzit-führend (Anteil <1/3)						
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (\wedge to; \wedge tsf; \wedge tfl) (d) (1)] / (\wedge s(d); \wedge q(d)) (1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	64	63	73	87	97	113
Oberboden, Wald	86	42	54	72	87	104
Oberboden, Acker	11	69	83	84	90	94
Oberboden, Grünland	32	82	90	94	101	113
Unterboden	125	52	63	77	89	102
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	58	3,46	8,66	16,97	22,58	31,56
Oberboden, Wald	73	1,39	2,18	2,89	3,64	4,92
Oberboden, Acker	11	0,02	0,26	0,31	0,46	0,60
Oberboden, Grünland	32	0,07	0,28	0,59	0,83	1,02
Unterboden	115	0,29	0,66	1,01	1,45	2,05

64 mg Zn_{ges}/kg (46 – 96). Ein steigender Lösslehmanteil führt nicht zum signifikanten Sinken des Zn_{ges}-Gehaltes. Bei mittlerem bis hohem Lösslehmanteil wurde in den pelitischen Waldböden ein Durchschnittswert von 59 mg Zn_{ges}/kg festgestellt. Die Gehalte schwanken ähnlich stark wie in den Pelit-

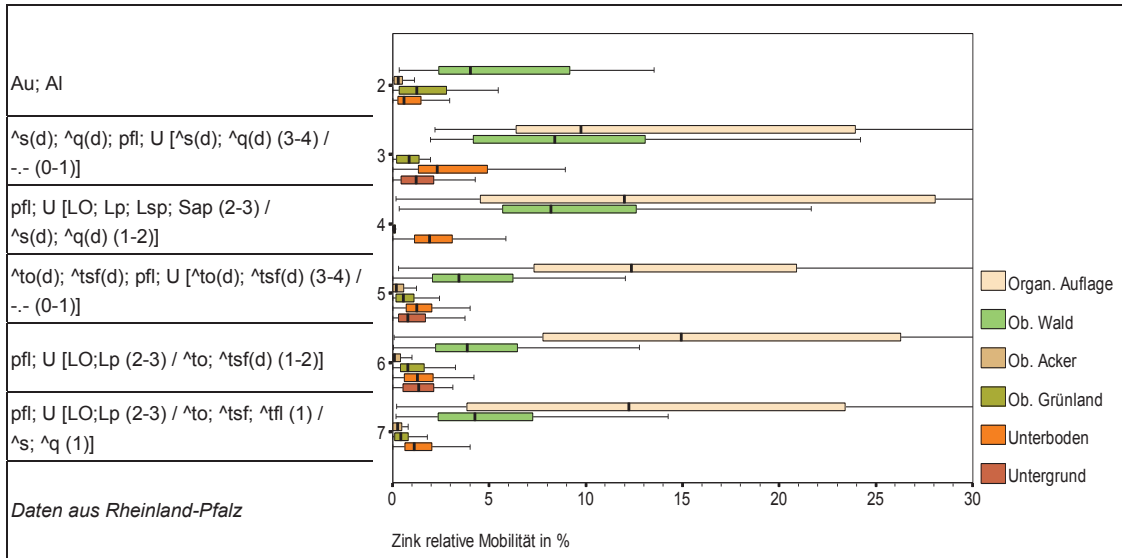


Abb. 65 Relative Mobilität von Zink im Boden

reichen Oberböden. Dies ist auch in tiefer liegenden Bodenhorizonten zu beobachten. Im Vergleich zu den landesweiten Werten (siehe Tab. 52) sind Zn_{ges} -Gehalte der Pelit-reichen Waldoberböden des Untersuchungsraums unterdurchschnittlich. Diese Substrate bestehen nicht ausschließlich aus devonischen Peliten, sondern enthalten flächenhaft auch geringe Beimengungen von Lösslehm und Feinsandsteinen. Diese haben vermutlich eine verdünnende Wirkung.

Im obersten Mineralbodenhorizont der pelitischen Waldböden sind unterdurchschnittliche Zn_{ges} -Gehalte sowie ein merklicher Konzentrationsanstieg zum nächsten Horizont in der Regel nur in sehr sauren Böden zu beobachten. Stark saure pelitische Waldoberböden mit einem pH Wert von $\leq 3,5$ enthalten im Mittel $54 \text{ mg } Zn_{ges}/\text{kg}$ und der nächste Horizont weist einen um $14 \text{ mg}/\text{kg}$ höheren Zn_{ges} -Gehalt auf. Bei günstigerem pH-Wert liegt der Mittelwert bei $64 \text{ mg } Zn_{ges}/\text{kg}$ und eine erhebliche vertikale Verlagerung findet in diesen Böden offensichtlich nicht statt. In 2/3 der untersuchten pelitischen Waldböden steigt der Zn_{ges} -Gehalt unterhalb des ersten Oberbodenhorizonts an.

Die Unterböden enthalten im Mittel $67 \text{ mg } Zn_{ges}/\text{kg}$. Der typische Konzentrationsbereich schwankt wie im Oberboden recht stark und reicht von $52 - 91 \text{ mg } Zn_{ges}/\text{kg}$.

Unterhalb der Oberbodenhorizonte kann der Zn_{ges} -Gehalt normalerweise sowohl um ca. $10 \text{ mg } Zn_{ges}/\text{kg}$ zu- als auch um $15 \text{ mg } Zn_{ges}/\text{kg}$ abnehmen. Im Mittel sind in den pelitischen Unterböden $67 \text{ mg } Zn_{ges}/\text{kg}$ ($52 - 91$) zu finden. Lösslehm-arme und -reiche Substrate unterscheiden sich dabei nicht signifikant. Von den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten konnten nur wenige Proben untersucht werden. In der Regel wurden Zn_{ges} -Gehalte wie im Unterboden vorgefunden.

Die Mobilgehalte sind in Waldoberböden - von „frisch“ gekalkten Standorten abgesehen - weit geringer als in den Humusauflagen. Erst wenn der pH-Wert in der Humusaufgabe über 5 liegt, sind im Waldoberboden höhere Mobilgehalte als in der Humusaufgabe möglich. Im Mittel sind die Mobilgehalte in den Waldoberböden des Projektgebietes um ca. 80% (50 - 90%) geringer als in der Humusaufgabe. Obwohl der pH-Wert in den Waldoberböden fast ausnahmslos niedriger als in den Humusaufgaben ist, liegt der mittlere Anteil am Zn_{ges} -Gehalt bei „nur“ 4% (2 - 12%). Es ist anzunehmen, dass Zn im Mineralboden stärker gebunden wird als in Huminstoff-reichen Schichten. Dennoch steuert - wie eingangs erwähnt - auch im Mineralboden der pH-Wert maßgeblich den Mobilanteil.

In den sandig/quarzitischen Oberböden des Untersuchungsraums wurden im Mittel 3,1 mg Zn_{mob}/kg (1,8 - 5,8) gefunden. Anders als beim Zn_{ges} -Gehalt sind bei den Waldböden, die in Substraten aus Quarzsandsteinen des Oberems entwickelt sind und jenen deren Substrate Sandsteine des Unterems (Klerf-Schichten) enthalten, keine wesentlichen Unterschiede beim absoluten Mobilgehalt zu beobachten. In den Zn_{ges} -armen quarzitischen Oberböden beträgt der mittlere Mobilanteil am Zn_{ges} 17% (4 - 24). Dieser Wert liegt in den Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Sandsteine des Unterems (Klerf-Schichten) aufgrund höherer Zn_{ges} -Gehalte bei nur 6% (4 - 13).

Sehr saure sandig/quarzitische Waldoberböden ($pH \leq 3,5$) und jene mit dem am häufigsten vorkommenden pH-Bereich von 3,5 bis 4 unterscheiden sich kaum im absoluten Mobilgehalt, aber sehr deutlich in der relativen Verfügbarkeit. Der mittlere Mobilanteil am Zn_{ges} -Gehalt ist in den sehr sauren Waldoberböden mit 11% weit höher als in den weniger sauren Oberböden (7%).

In den überwiegend Pelit-reichen Waldoberböden liegt der mittlere Mobilgehalt mit 2,2 mg Zn_{mob}/kg (0,9 - 4,2) etwas geringer als in den sandig/quarzitischen Waldoberböden. Die mittlere Verfügbarkeit am Zn_{ges} beträgt nur 3 % (2 - 7).

Insgesamt decken sich die im Untersuchungsraum vorgefundenen Mobilgehalte gut mit den landesweiten substratabhängigen Daten (siehe Tab. 51 und 52).

Mit der Tiefe nimmt der Mobilgehalt in Waldböden deutlich ab. Substratunabhängig beträgt der mittlere Mobilgehalt in den Unterböden nur noch 0,62 mg Zn_{mob}/kg (0,33 - 1,5), was einem mittleren Anteil am Zn_{ges} von 1% (0,7 - 3) entspricht. In den sandig/quarzitischen Unterböden liegt der mittlere Mobilgehalt bei 0,56 mg Zn_{mob}/kg (0,43 - 0,80) und in den entsprechenden Untergrundhorizonten bei 0,32 mg Zn_{mob}/kg (0,14 - 1,07). Dies entspricht einem Anteil am Zn_{ges} von 1 bzw. 3 %.

Wie in den sandig/quarzitischen Unterböden ist auch in den pelitischen Unterböden durchschnittlich 1% (0,2 - 3%) des Zn_{ges} nur labil gebunden bzw. mobil. Der absolute Mobilgehalt liegt aufgrund höherer Zn_{ges} -Gehalte mit 0,67 mg Zn_{mob}/kg (0,15 - 2,19) geringfügig höher.

Landwirtschaftlich genutzte Böden enthalten merklich mehr Zn_{ges} als die Waldoberböden der gleichen Substratgruppe. In den überwiegend Pelit-reichen **Ackerböden** wurden im Untersuchungsraum im Mittel 91 mg Zn_{ges}/kg (81 - 132) gefunden. Sie sind damit etwas Zn_{ges} -ärmer als im Landesdurchschnitt (siehe Tab. 52). Im Untersuchungsraum enthalten Ackerböden im Schnitt ungefähr 40% mehr Zn_{ges} als Waldoberböden der gleichen Substratgruppe. Diese Unterschiede entstehen durch oberflächennahe Auswaschung des Schwermetalls aus dem Waldoberboden (siehe oben), aber auch nutzungsspezifische Einträge wie z.B. über wirtschaftseigene Dünger (Gülle, Mist etc.) können eine Rolle spielen (UBA 2004, ZETHNER et al 2007).

Da in allen untersuchten Ackerböden ein pH-Wert < 6 vorherrscht, gilt für die überwiegend lehmigen Böden der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Zn_{ges}/kg . In fast allen Böden wird dieser Schwellenwert meist leicht überschritten. Im Sinn dieser Verordnung handelt es sich um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte, die dann unbedenklich sind, wenn eine Freisetzung keine nachteiligen Veränderungen der Bodenfunktionen erwarten lassen. Hierfür ist insbesondere der Mobilgehalt zu beachten (siehe unten). Den Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von 150 mg Zn_{ges}/kg halten hingegen alle untersuchten Ackerböden ein.

Bei einem Mittelwert von 0,25 mg Zn_{mob}/kg wurden in den Ackeroberböden typische Mobilgehalte von 0,03 bis 1,8 mg Zn_{mob}/kg festgestellt. Damit bewegt sich der relative Mobilanteil überwiegend zwischen $< 0,1$ und 3 % des Zn_{ges} -Gehaltes. Die Höhe des Mobilgehaltes wird wie in allen Böden maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Zn_{ges} -Gehalt gesteuert. In Ackerböden, die für diese Nutzung einen ungewöhnlich geringen pH-Wert von < 5 besitzen, steigt der Mobilanteil am Zn_{ges} in der Regel über 2 %. Weisen diese Böden dann zudem noch einen Zn_{ges} -Gehalt von > 100 mg Zn_{ges}/kg auf, ist damit zu rechnen,

dass die Mobilgehalte den Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Wachstumsbeeinträchtigung) von 2 mg Zn_{mob}/kg erreichen oder überschreiten. Bei solch tiefen pH-Werten ist hinsichtlich der Ertragsfähigkeit der Böden und der Minderung der Mobilgehalte eine Kalkung zu empfehlen. Oberhalb eines pH-Wertes von 5,5 sollte der Mobilgehalt immer deutlich unterhalb des Prüfwertes liegen.

Die **Grünlandböden** weisen ähnliche Zn_{ges} -Gehalte wie die Ackerböden auf. Außerhalb der Auengebiete enthalten sie substratunabhängig durchschnittlich 95 mg Zn_{ges}/kg (75 - 115). Die Substratunterschiede sind relativ gering. In den Pelit-reichen Grünlandböden wurden im Mittel 100 mg Zn_{ges}/kg (85 - 118) gemessen und in den quarzitischen Grünlandoberböden ein Durchschnittsgehalt von 89 mg Zn_{ges}/kg (68 - 109) festgestellt. Dies stimmt gut mit den landesweiten Daten überein (siehe Tab. 52). Mit zunehmender Tiefe sinkt der Zn_{ges} -Gehalt in der Regel deutlich. Die Unterböden enthalten typisch 5 - 30 mg/kg weniger Zn_{ges} als ihre Oberböden.

Da in fast allen Grünlandböden der pH-Wert unter 6 liegt, gilt auch bei dieser Nutzung überwiegend der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für saure Böden von 60 mg Zn_{ges}/kg . Alle untersuchten Grünlandböden überschreiten diesen Wert. Wie bei den Ackerböden sind sie aber als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte zu bewerten.

Bei einem Mittelwert von 0,28 mg Zn_{mob}/kg bewegen sich die Mobilgehalte in den Pelit-haltigen Grünlandoberböden des Untersuchungsraums meist zwischen 0,04 und 1,3 mg Zn_{mob}/kg . Je nach pH-Wert liegt der Anteil am Zn_{ges} -Gehalt meist zwischen < 0,1 und 1,6%. Die quarzitischen Grünlandböden, die im Untersuchungsraum einen Anteil von nur etwa 20% besitzen, weisen für diese Nutzung mit durchschnittlich 5,6 sehr günstige pH-Werte auf. Entsprechend gering ist der Mobilgehalt mit 0,08 mg Zn_{mob}/kg (< 0,01 - 1,3). Dies entspricht < 0,1 - 1,4 % des Gesamtgehaltes. Da sie für diese Nutzung vergleichsweise günstige pH-Werte besitzen, liegen die Mobilgehalte im Untersuchungsraum tendenziell leicht unter dem Landesdurchschnitt. Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg Zn_{mob}/kg für Futterpflanzen wird in allen untersuchten Grünlandböden immer und überwiegend deutlich unterschritten.

Unterhalb des Oberbodens gehen die Mobilgehalte in der Regel deutlich zurück. Im Durchschnitt weist der Unterboden nur noch einen Mobilgehalt von 0,02 mg Zn_{mob}/kg (< 0,01 - 0,80) auf.

Nach ROSENBERGER (1979) enthalten die im Untersuchungsraum vorkommenden Bleierze als Nebenmineral auch Zinkblende (ZnS). Anders als bei Blei (Pb) oder Kupfer (Cu) wurden in den Sedimenten, die sich im Abstrombereich der ehemaligen Bergbaustandorte befinden, allerdings keine erhöhten Zn_{ges} -Gehalte festgestellt. In den **Oberböden der Auensedimente** wurde im Untersuchungsraum ein Mittelwert von 101 mg Zn_{ges}/kg (78 - 120) festgestellt, was im landesweit üblichen Wertebereich liegt (siehe Tab. 53). Der Maximalwert beträgt lediglich 126 mg Zn_{ges}/kg . Selbst wenn nur die Auenböden mit Blei-Gesamtgehalten von > 800 mg/kg betrachtet werden, verändern sich für Zn_{ges} der Mittelwert und die Streuung praktisch nicht. Der ehemalige Bergbau hat folglich nicht zur Erhöhung der Zn_{ges} -Gehalte in den Auenböden beigetragen. In Unterböden können Horizonte mit sehr hohen Pb_{ges} -Gehalten um die 1000 mg/kg auftreten, in denen aber der Vorsorgewert für Zn eingehalten wird.

Im Oberboden beträgt der mittlere Mobilgehalt 1,51 mg Zn_{mob}/kg (0,43 - 3,74), was einem Anteil am Gesamtgehalt von 1,5% (0,4 - 4,5%) entspricht. Damit sind die Mobilgehalte in den Auenböden trotz ähnlicher pH-Werte etwa 3mal höher als in den übrigen Grünlandböden. Wie beim Nickel scheint der Mobilgehalt in wasserbeeinflussten Horizonten unabhängig von pH-Wert und Zn_{ges} überproportional stark anzusteigen. Diese überdurchschnittliche Verfügbarkeit ist in Auenböden landesweit zu beobachten.

Tab. 53 Zink in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	103	78	109	136	178	216
Unterboden	191	67	103	133	170	218
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Grünland	102	0,33	1,04	2,53	4,65	5,81
Unterboden	163	0,17	0,57	1,12	2,12	2,54

Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg Zn_{mob}/kg für Futterpflanzen wird in einem der als Grünland genutzten Auenböden leicht überschritten.

4.3. Organische Schadstoffe (ULRIKE ZOLLFRANK & MATTHIAS HAUENSTEIN)

Die meisten organischen Schadstoffe und Pflanzenschutzmittel sind xenobiotisch, d.h. naturfremden Ursprungs (KUNTZE et al. 1994). Vermutlich entsteht ein vernachlässigbar kleiner Teil einiger dieser Kohlenwasserstoffe auch in der Natur. Im Jahr 2002 wurden weltweit etwa 100.000 Chemikalien hergestellt und jährlich kommen ca. 1.000 neue Verbindungen hinzu. Damit ist die Weltproduktion an organischen Substanzen in den vergangenen 50 Jahren um mehr als das 40fache angestiegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Umweltbehörde der USA (EPA) hat daraus eine Liste von 650 „Priority Pollutions“ erstellt, die von Fachgremien der OECD auf 115 Risikostoffe eingengt wurde (BLUME 1990). Für die Untersuchung innerhalb des vorliegenden Bodenzustandsberichts erfolgte die Auswahl von insgesamt 39 Chemikalien aus dieser Liste. Überwiegend handelt es sich um schwerflüchtige, hoch persistente CKW.

Die hier untersuchten Schadstoffe lassen sich in vier Hauptgruppen unterteilen:

1. Pflanzenschutzmittel (PSM)

Pflanzenschutz- bzw. Pflanzenbehandlungsmittel sind Stoffe zur Bekämpfung tierischer und pflanzlicher Schaderreger. Gemeinhin finden für sie auch die Synonyme Biozide oder Pestizide Verwendung. Die chemische Struktur dieser Stoffgruppe weist ein weites Spektrum auf. Problematisch sind vor allem die heute weitgehend verbotenen extrem persistenten Pflanzenschutzmittel. Sie gelangen bei ihrer Anwendung oder mit den Ernterückständen in den Boden, werden dort überwiegend von der organischen Substanz sorbiert und sind in Bodenuntersuchungen noch ausgesprochen lange nachweisbar (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die PAK entstehen in erster Linie bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und anderer organischer Substanzen, vor allem Rohölprodukten. Chemisch sind sie durch mehrere Benzolringe gekennzeichnet. Mit zunehmendem Molekulargewicht nimmt die Mobilität der PAK im Boden ab und ihre Schädlichkeit zu. In dieser Gruppe finden sich einige nachgewiesene Kanzerogene, deren Wirkung sich durch die Anwesenheit anderer PAK verstärken kann (WIEBER 2004). Benzo(a)pyren gilt mit einem Anteil von ca. 10% am PAK-Gesamtgehalt als Leitkomponente.

Tab. 54 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden (Untersuchungsraum Bleialf)

	Stoffgruppe	oSW1	< oSW1		≥ oSW1		Σ
			Anzahl	%	Anzahl	%	
Zielebene 1 (oSW1) (ALEX-02): (multifunktionelle Nutzung)	Σ-PCB (PCB ₆)	10 µg/kg TB	70	100	0	0	70
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	1.000 µg/kg TB	69	99	1	1	70
	Σ-PCDD/F	10 ng I-TEq/kg TB	69	99	1	1	70
Vorsorgewert für organische Stoffe (BBodSchV 1999)		Vorsorgewert*	< Vorsorgewert		≥ Vorsorgewert		Σ
	Σ-PCB (PCB ₆)	50 µg/kg TB	50	100	0	0	50
		100 µg/kg TB	20	100	0	0	20
	BaP	300 µg/kg TB	50	100	0	0	50
		1.000 µg/kg TB	20	100	0	0	20
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	3.000 µg/kg TB	50	100	0	0	50
10.000 µg/kg TB		20	100	0	0	20	

* niedriger Wert für Humusgehalt ≤ 8%

Es gilt wegen seiner starken Kanzerogenität als gefährlichster Vertreter dieser Schadstoffgruppe, während hingegen Benzo(e)pyren (BeP) als minder toxisch eingestuft wird. Ferner ist zu berücksichtigen, dass die beim Abbau entstehenden Metaboliten eine höhere Toxizität aufweisen können als ihre Ausgangssubstanzen (ALLOWAY & AYRES 1996).

3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Diese Stoffklasse umfasst 209 Kongenere mit bis zu 10 in die Molekülstruktur eingebauten Chloratomen. Die Persistenz der Substanzen steigt mit dem Chlorierungsgrad. PCB wurden ab 1929 hergestellt und vor allem in der Industrie als Transformatorenöl, Hydrauliköl, Kühl- und Formulierungsmittel eingesetzt. Verwendet wurden keine reinen Verbindungen, sondern mittel- bis hochchlorierte PCB-Gemische, die einen charakteristischen Chlor-Gehalt von 40-60 % besitzen (KAMPE 1988). Die Produktion wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1983 eingestellt. PCB-haltige Produkte dürfen seit 1989 nicht mehr in den Verkehr gebracht werden. Heutige Emissionen entstehen in erster Linie bei Störfällen, Müllverbrennungsanlagen und Mülldeponien (KAMPE 1988). Außer durch atmosphärischen Eintrag gelangen PCB durch Aufbringung von Klärschlamm und kommunalen Komposten in die Böden. In Überflutungsgebieten industriell belasteter Fließgewässer können PCB auch durch Hochwasser in den Boden gelangen. Obwohl die PCB-Produktion bereits 1977 in der USA und 1983 in Deutschland verboten wurde, sind die Verbindungen in allen Bereichen der Umwelt nachweisbar (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

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

Für die polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) wird üblicherweise der Überbegriff „Dioxine“ benutzt. Neben ausschließlich chlorierten Verbindungen sind weitere bromierte bzw. Mischformen aus beiden Halogenen bekannt. Daraus ergeben sich über 5.000 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,

Tab. 55 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

d.h. von TCDD nach OCDD. Um die Gesamtbelastung an 2,3,7,8-PCDD/F-Kongeneren aufgrund ihrer 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 halogener Organika in die Umwelt gelangen. Die Verbreitung erfolgt überwiegend atmosphärisch. Die Umweltbelastung durch PCDD/F stieg von der Mitte des Jahrhunderts bis in die 70er 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). Die Luftreinhaltemaßnahmen führten bis zum Jahrtausendwechsel zu einem starken Rückgang der PCDD/F-Immissionen. Seit dem sind die Einträge relativ stabil (UBA 2007).

Bei den PCDD/F handelt sich um hochpersistente Schadstoffe mit einer Halbwertszeit im Boden von mehreren Jahren bis Jahrzehnten (BALLSCHMITER & BACHER 1996).

Der Abbau organischer Schadstoffe im Boden verläuft je nach Durchlüftungsgrad, Bodentemperatur, mikrobieller Aktivität, Gehalt an organischer Substanz und an Tonmineralen sehr unterschiedlich. Besonders Huminstoffe deaktivieren die Wirkung der Schadstoffe durch Sorption, was allerdings zur längeren Verweilzeit im Boden führt (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Das Ausmaß der vertikalen Verlagerung ist meist gering.

Darüber hinaus kann die Nutzung des Bodens die Bindung bzw. den Abbau von Chemikalien beeinflussen. Die nutzungsbezogene Auswertung der Untersuchungsergebnisse ist daher von großer Bedeutung.

Zur Bewertung der Gehalte wird die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) und der strengste Sanierungswert des Merkblattes ALEX-02 (1997) (siehe Tab. 54) vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht herangezogen.

4.3.1. Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel können in Böden in gleicher Weise wie andere organische Verbindungen verdampfen, gelöst, bewegt, gefällt, adsorbiert und wieder desorbiert, von Pflanzen- und Bodenorganismen aufgenommen und verändert oder abgebaut werden. Verschiedene Biozide verhalten sich dabei recht unterschiedlich. Nach § 6 des Pflanzenschutzgesetzes von 1998 dürfen Pflanzenschutzmittel nicht angewandt werden, wenn der Anwender damit rechnen muss, dass ihre Anwendung im Einzelfall schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier oder auf Grundwasser oder sonstige erheblich schädliche Auswirkungen insbesondere auf den Naturhaushalt hat (PflSchG 1998). Heutige Belastungen gehen vor allem auf Pflanzenschutzmittel zurück, die aufgrund ihrer hohen Persistenz schon vor vielen Jahren die Zulassung entzogen bekamen. Ein rascher Abbau ist mittlerweile ein entscheidendes Kriterium bei der Zulassung neuer Wirkstoffe. Bei sachgemäßem Pflanzenschutzmittel-Einsatz ist die Mikroflora, von vorübergehenden Störungen abgesehen, durch ihre hohe Zahl und Artenvielfalt weniger betroffen als die von Wildkräutern abhängigen Insekten (KUNTZE et al. 1994).

Die Insektizide Aldrin, Endrin, Heptachlor und Methoxychlor, deren Anwendung überwiegend schon seit Jahrzehnten untersagt ist, konnten in keinem der untersuchten Böden nachgewiesen werden. Dies gilt auch für das im Boden extrem beständige Heptachlorepoxyd, das eine erheblich höhere insektizide Wirkung als die Ausgangssubstanz Heptachlor besitzt. Der Nachweis der ebenfalls schon langjährig verbotene Verbindung Dieldrin gelang nur in einem Laubwaldoberboden, wobei die Konzentration lediglich die Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg erreichte.

	< NWG		≥ NWG	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Aldrin	70	100	0	0
Dieldrin	69	99	1	1
Endrin	70	100	0	0
Heptachlor	70	100	0	0
Heptachlorepoxyd	70	100	0	0
o,p´-DDD	70	100	0	0
p,p´-DDD	58	83	12	17
o,p´-DDE	70	100	0	0
p,p´-DDE	49	70	21	30
o,p´-DDT	66	94	4	6
p,p´-DDT	52	74	18	26
α-HCH	70	100	0	0
β-HCH	70	100	0	0
γ-HCH (Lindan)	70	100	0	0
δ-HCH	70	100	0	0
Methoxychlor	70	100	0	0
HCB	58	83	12	17
Pentachlorphenol	66	94	4	6

Tab. 56 Bleialf: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze

Für das Insektizid Lindan, dem γ -Isomer des Hexachlorcyclohexans (HCH), gilt seit 1986 ein landesweites und seit 1998 ein bundesweites vollständiges Anwendungsverbot als Pflanzenschutzmittel. Es wurde z.B. zur Bekämpfung des Kartoffelkäfers in der Landwirtschaft und zuletzt des Borkenkäfers im Forst eingesetzt. Technisches HCH, ein Gemisch, das neben dem insektiziden γ -HCH auch die Isomere α -, β - und δ -HCH enthält, darf schon seit 1980 nicht mehr für diese Zwecke appliziert werden. Die Verwendung dieses Wirkstoffes war bis Mitte 2006 in der EU als Holzschutzmittel, sowie bis Ende 2007 zur Bekämpfung von Schaben und Kopfläusen zulässig.

Die vorliegende Untersuchungsreihe belegt die seit Jahren sinkende HCH-Belastung der rheinland-pfälzischen Böden. Während beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996), bei dem die Beprobung vor über 25 Jahren erfolgte, noch in 95% der untersuchten Waldböden HCH-Isomere zu finden waren, konnten in den letzten Jahren nur noch in Einzelfällen Spuren des Wirkstoffes γ -HCH festgestellt werden. In der damaligen Untersuchung lag der Mittelwert im Nadelwald noch bei 22 μg Σ -HCH/kg und im Laubwald bei 5 μg Σ -HCH/kg. Im Untersuchungsraum hingegen gelang in keiner untersuchten Bodenprobe der Nachweis von Lindan bzw. von weiteren Isomeren des HCH. Dies deckt sich mit den aktuellen landesweiten Daten.

Von den untersuchten insektizid wirkenden Chlorkohlenwasserstoffen ist Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) jener Wirkstoff, der trotz des seit 1972 geltenden Anwendungsverbots sich am häufigsten nachweisen lässt. Der Einsatz erfolgte vor allem im Obst- und Weinbau, aber auch im Ackerbau. Laut Gefahrstoffdatenbank der Länder (GDL) wurde es zudem im Forst verwendet. Bis heute sind die höchsten DDT-Gehalte in Böden der Sonderkulturen zu finden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998). Außerhalb der Sonderkulturen sind es die Waldböden, in denen leicht überdurchschnittliche Gehalte dieses Insektizids gefunden werden.

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) sinkt bei den Abbauprodukten die insektizide Wirkung. Die Summe des Wirkstoffs und dessen Abbauprodukten wird mit dem Kürzel „ Σ -DDX“ beschrieben.

Tab. 57 Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ -DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in $\mu\text{g}/\text{kg}$				
Nutzungsklassen	Her-kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	831	343	<1	2	8	24	22
	5703	70	39	<1	<1	2	9	7
alle Waldarten	RP	354	107	<1	3	8	19	22
	5703	27	9	<1	1	3	24	7
Laubwald	RP	179	40	1	4	9	21	22
	5703 ²	10	2	1	3	7	22	7
Nadelwald	RP	101	47	<1	1	5	14	14
	5703	16	7	<1	1	2	28	2
Ackerland	RP	230	97	<1	2	9	23	25
	5703 ²	7	4	<1	<1	3	7	8
Grünland	RP	182	126	<1	<1	1	8	5
	5703	35	26	<1	<1	<1	2	2

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2012); 5703= Blatt 5703 Bleialf;

²= informell, statistisch unsicher

Im Untersuchungsraum gelang bei 2/3 der untersuchten Waldoberböden der Nachweis von Σ -DDX-Rückständen. Der Mittelwert von 1 μg Σ -DDX/kg entspricht der Bestimmungsgrenze. DDX-Rückstände sind mit durchschnittlich 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und einem 90. Perzentil von 22 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Laubwaldoberboden häufiger und in höheren Konzentrationen zu finden als im Nadelwald. Insgesamt stimmen die in den Waldoberböden gefundenen Konzentrationen hervorragend mit den landesweiten Werten (HAUENSTEIN 2013) überein. Dieser Befund bedeutet aber nicht, dass in den Böden der Nadelwälder insgesamt weniger DDX vorhanden ist. Anders als noch im vorliegenden Bericht werden mittlerweile nicht nur die Oberböden, sondern zusätzlich auch die Humusaufgaben auf organische Schadstoffe untersucht. Dabei zeigt sich, dass die Σ -DDX-Rückstände im Nadelwald vor allem in der Humusaufgabe verbleiben und nur wenig in den Oberböden gelangt. Abbau und Verlagerung findet rascher im Laubwald statt. Daher weisen diese Oberböden meist höhere DDX-Konzentrationen als ihre Humusaufgaben auf (HAUENSTEIN 2013).

Überwiegend sind die Konzentrationen mittlerweile sehr gering. Die Isomere o,p'-DDD und o,p'-DDE liegen auch in Waldböden immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. In der Regel sind es die Isomere p,p'-DDT und p,p'-DDE, von denen noch Spuren in den Waldböden zu finden sind. Wurde im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) noch ein mittleres p,p'-DDT/p,p'-DDE-Verhältnis von 2:1 festgestellt, ist dieses heute in den Waldböden in der Hälfte der Fälle ausgeglichen, oder es dominiert sogar schon das p,p'-DDE. Das heißt, dass sich das Verhältnis zu Gunsten des minder toxischen Abbauproduktes p,p'-DDE verschoben hat.

In den letzten Jahrzehnten gingen dank des Anwendungsverbots die DDX-Konzentrationen in den Waldoberböden erheblich zurück. In einer 1986 landesweit durchgeführten Untersuchung wurden in Waldoberböden im Mittel noch 47 μg Σ -DDX/kg gefunden und das 90. Perzentil lag bei 146 μg Σ -DDX/kg (HAUENSTEIN & BOR 1996). Mittlerweile sind schon Gehalte über 22 μg Σ -DDX/kg in Waldoberböden als Ausreißer anzusehen. Böden, die diesen Wert überschreiten, waren nur im südöstlichen Untersuchungsraum zu finden. Dabei handelt es sich um drei Wald- und einen Grünlandboden. In diesen Böden hat das Isomer p,p'-DDT meist noch den Hauptanteil am Σ -DDX.

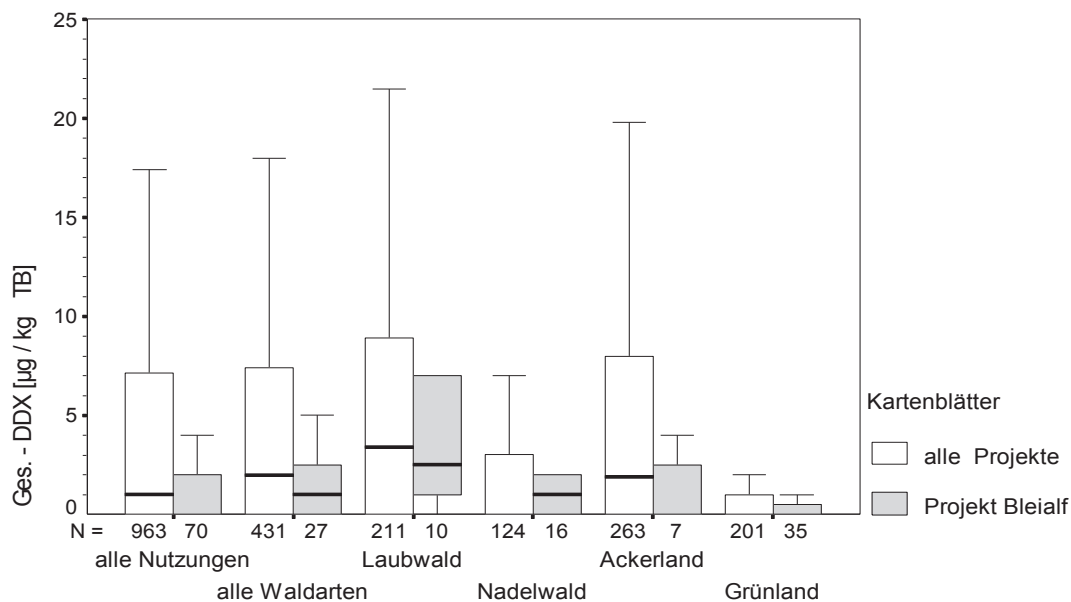


Abb. 66 Σ -DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Beprobungszeitraum 1997-2012)

Die Böden mit den Höchstgehalten des Untersuchungsraums von 87 bzw. 41 µg Σ-DDX/kg liegen in auffallender räumlicher Nähe zueinander. Beide in nur etwa 1,7 km Abstand liegenden Nadelwald- und Grünlandböden haben ungewöhnlich hohe p,p'-DDD-Gehalte von mehr als 20 µg DDD/kg. Die Ursache für diese lokale Besonderheit ist nicht bekannt.

Die DDX-Belastung der landwirtschaftlich genutzten Böden ist im Untersuchungsraum fast vollständig abgeklungen. In annähernd 75% der untersuchten Grünlandböden konnten weder Wirkstoff noch Abbauprodukte nachgewiesen werden. Ähnlich dürfte dies bei den Ackerböden sein, jedoch fehlt bei nur 7 untersuchten Standorten die statistische Sicherheit. In 4 Ackerböden war keines der Isomere nachweisbar, in den übrigen nur der eigentliche Wirkstoff p,p'-DDT mit Gehalten bis zu 8 µg/kg.

Mit 2 µg Σ-DDX/kg liegt die Ausreißergrenze der Grünlandböden nahe der Bestimmungsgrenze. In lediglich 3 Böden dieser Nutzung wurden höhere Gehalte gefunden. Sofern Verbindungen der DDX-Gruppe belegbar waren, handelte es sich um die p,p'-Isomere. Der Höchstwert lag bei 41 µg Σ-DDX/kg (siehe voriger Absatz).

Insgesamt können die im Untersuchungsraum vorgefundenen DDX-Konzentrationen bei allen Nutzungen überwiegend als sehr gering bewertet werden. Bei den heute noch zu findenden Σ-DDX-Verbindungen handelt es sich um eine rückläufige ubiquitäre (Alt-)Belastung.

Das in Deutschland bis 1993 hergestellte Hexachlorbenzol (HCB) geriet neben dem gezielten Einsatz auch über diffuse atmosphärische Einträge in die Böden. Es wurde hauptsächlich als Flammmhemmstoff und Fungizid in Holzschutzmitteln eingesetzt. Ferner gelangte es durch Verbrennung chlorhaltiger Produkte in die Umwelt. Als Pflanzenschutzmittel ist es schon seit 1981 nicht mehr zugelassen. Es wurde als Fungizid und Saatschutzmittel in der Landwirtschaft eingesetzt. HCB ist im Boden extrem beständig (DOMSCH 1992).

Wie bei den zuvor beschriebenen Pflanzenschutzmitteln sind auch die HCB-Gehalte gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) gesunken. Bei den vor über 25 Jahren entnommenen Proben wurde dieser Stoff noch in der Hälfte aller Fälle nachgewiesen. Die höchsten mittleren HCB-Gehalte wurden damals in den Oberböden der Ackerflächen mit 4 µg/kg und in denen der Nadelwälder mit 5 µg/kg gefunden. Andere Nutzungen waren merklich geringer betroffen.

Tab. 58 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)					Angaben in µg/kg			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	830	581	<1	<1	1	2	4
	5703	70	58	<1	<1	<1	1	<1
alle Waldarten	RP	354	283	<1	<1	<1	1	<1
	5703	27	27	<1	<1	<1	<1	<1
Laubwald	RP	179	142	<1	<1	<1	1	<1
	5703 ²	10	10	<1	<1	<1	<1	<1
Nadelwald	RP	101	86	<1	<1	<1	<1	<1
	5703	16	16	<1	<1	<1	<1	<1
Ackerland	RP	229	122	<1	<1	1	2	4
	5703 ²	7	5	<1	<1	<1	2	2
Grünland	RP	182	123	<1	<1	1	2	5
	5703	35	26	<1	<1	<1	1	3

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2012); 5703= Blatt 5703 Bleialf;

²= informell, statistisch unsicher

Der Nachweis minimaler HCB-Spuren gelang im Projektraum mittlerweile in nur noch weniger als 20% aller untersuchten Böden, wobei es sich ausschließlich um landwirtschaftlich genutzte Böden handelt. Aber auch bei diesen Böden wurde so gut wie immer gerade nur die Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg getroffen. Selbst der Höchstwert erreichte im Oberboden einer Mähweide lediglich 3 µg/kg.

Pentachlorphenol (PCP) wurde als Holzschutzmittel, Fungizid, Herbizid und Insektizid eingesetzt. Der Einsatz erfolgte vor allem im industriellen Bereich (Holzverarbeitung, Papier, Zellstoff). Für Erzeugnisse mit mehr 0,01 % PCP besteht seit 1994 ein generelles Herstellungs- und Anwendungsverbot. Als Pflanzenschutzmittel hatte es allerdings nur eine nachgeordnete Bedeutung. Der Einsatz PCP-haltiger Pflanzenschutzmittel wurde schon vor 1994 durch die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV) vollständig untersagt. Der Abbau wird stark vom pH-Wert und der organischen Substanz beeinflusst. Die Halbwertszeit des mikrobiellen Abbaus schwankt unter günstigen Bedingungen zwischen 10 und 40 Tagen und der Wirkstoff gilt daher im Boden als wenig beständig (DOMSCH 1992).

Wie bei den vorangegangenen Berichten wurde die Nachweisgrenze für PCP im Untersuchungsgebiet allein in Waldböden und dann auch nur selten überschritten. Der Nachweis von Spuren gelang lediglich in 4 Laubwaldböden. Dabei handelt es sich immer um geringe Gehalte von nicht mehr als 5 µg/kg. Auch im landesweiten Datensatz ist die Wahrscheinlichkeit, in einem Oberboden PCP nachzuweisen, in den Laubwäldern am höchsten. Die Situation bezüglich der PCP-Rückstände in den Oberböden des Untersuchungsraums ist positiv zu bewerten.

4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen überwiegend durch Pyrolyse bei der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe. Ihre toxische Wirkung ist sehr unterschiedlich. In erster Linie sind es die Verbindungen mit mindestens vier zusammengesetzten (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 wichtige Rolle. Benzo(a)pyren (BaP) gilt als gefährlichster Vertreter dieser Schadstoffgruppe und ist daher deren Leitkomponente.

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.

Die Gesamtbelastung ergibt sich aus der Addition der 16 Einzelkomponenten der EPA-Liste (PAK₁₆) (siehe auch Tab. 59). Die Summenbildung gemäß EPA ist die heute gebräuchlichste Methode, um die Gesamtbelastung an PAK zu beurteilen.

Neben der Gesamtbelastung charakterisiert auch das Verhältnis der Einzelkomponenten untereinander die Eintragungssituation. 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 PAK₁₆-Gehalt oder das Verhältnis

Tab. 59 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden (Angaben in µg/kg TB)

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
Naphthalin**	RP	790	176	1	1	3	9	6
	5703	70	26	<1	1	1	1	2
Acenaphthylen**	RP	830	335	<1	1	2	4	8
	5703	70	35	<1	<1	1	2	4
Acenaphthen**	RP	830	314	<1	1	2	4	8
	5703	70	7	1	1	2	4	3
Fluoren**	RP	830	274	<1	1	2	4	7
	5703	70	19	<1	1	1	2	4
Phenathren**	RP	830	30	7	13	29	59	61
	5703	70	0	6	11	18	28	33
Anthracen**	RP	830	225	<1	2	5	9	15
	5703	70	11	1	2	2	5	3
Fluoranthren**	RP	830	21	17	33	79	161	170
	5703	70	0	14	27	45	62	84
Pyren**	RP	830	23	13	24	59	120	128
	5703	70	0	10	19	33	49	63
Benzo(a)anthracen**	RP	830	36	6	12	30	56	66
	5703	70	1	5	11	18	28	32
Chrysen**	RP	830	21	9	19	45	99	97
	5703	70	0	8	15	25	37	50
Benzo(b)fluoranthren**	RP	830	15	15	33	72	145	157
	5703	70	0	12	22	39	57	79
Benzo(k)fluoranthren**	RP	830	38	5	11	25	53	53
	5703	70	1	4	8	12	21	22
Benzo(a)pyren**	RP	830	42	7	15	36	70	78
	5703	70	1	5	12	19	31	35
Benzo(e)pyren	RP	690	5	8	16	34	72	72
	5703	70	0	7	12	19	33	34
Indeno(1,2,3-cd)pyren**	RP	830	36	8	16	36	72	78
	5703	70	0	6	11	19	31	37
Dibenzo(a,h)anthracen**	RP	830	207	1	4	9	19	21
	5703	70	4	2	3	6	10	11
Benzo(g,h,i)perylene**	RP	830	29	7	13	29	57	61
	5703	70	0	5	9	14	23	25
Anthanthren	RP	690	268	<1	1	4	10	13
	5703	70	17	1	2	3	5	5

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703= Blatt 5703 Bleialf / ** 16 Einzelkomponenten nach EPA
Beprobungszeitraum 1997-2012

zwischen nieder- und höhermolekularen PAK herangezogen werden. In Verdichtungsräumen besteht PAK₁₆ zu ca. 10% aus BaP (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995, HAUENSTEIN & BOR 1998), während der BaP-Anteil in ländlich geprägten Regionen etwas geringer ist. Die Reihe der niedermolekularen PAK (PAK_{16n}) bilden die ersten 8 Komponenten der EPA-Liste (Naphthalin-Pyren (C₁₀H₈ – C₁₆H₁₀)). Zur Gruppe der höhermolekularen PAK (PAK_{16h}) zählen die Komponenten Benzo(a)anthracen bis Benzo(g,h,i)perylene (C₁₈H₁₂ – C₂₂H₁₂). Ist das PAK_{16n}/PAK_{16h}-Verhältnis (PAK_{16n}/h) kleiner 1, über-

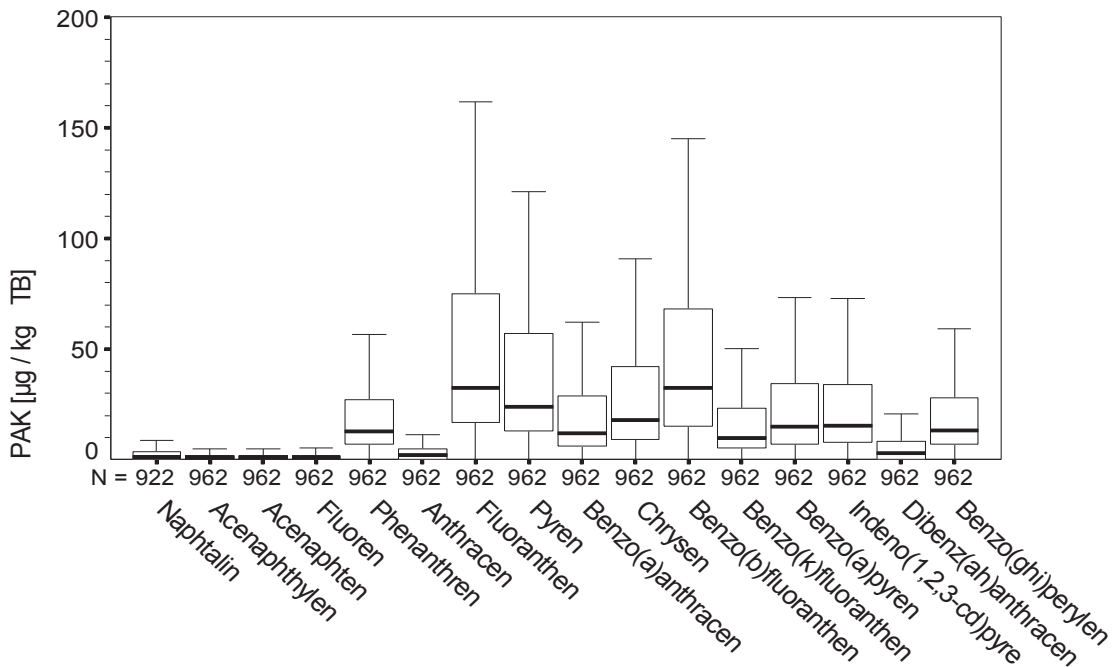
wiegen höhermolekulare PAK. In Waldböden verbleibt ein hoher Anteil der PAK-Immissionen in der organischen Auflage (JONECK & PRINZ 1993) und aufgrund der höheren Wasserlöslichkeit der PAK_{16n} steigt ihr relativer Anteil im Mineralboden (HARTMANN 1995). Die günstigeren Abbaubedingungen und die vermutlich höheren Verdampfungsverluste führen in Ackerböden hingegen zur Verschiebung des PAK-Profiles zu Gunsten der PAK_{16h}.

Die PAK werden seit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) untersucht, womit mittlerweile Daten von insgesamt 830 Oberböden zur Verfügung stehen.

Für die Gesamtheit der untersuchten Böden wird folgende typische Konzentrationsfolge festgestellt, von der sich auch die Böden im Untersuchungsgebiet nicht wesentlich unterscheiden (siehe auch Tab. 59, Abb. 67):

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

Die quantitativ wichtigste Verbindung der PAK₁₆ ist allgemein Fluoranthen, dicht gefolgt von Benzo(b)fluoranthen und Pyren. Die Gehalte an Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Chrysen liegen meist etwa um die Hälfte niedriger als der Fluoranthen-Gehalt bzw. sie sind jeweils zu ca. 8 % an der PAK-Gesamtbelastung beteiligt. Diese Reihenfolge bzw. dieses PAK-Muster kann als charakteristisch für unspezifische Luftimmissionen angesehen werden. Auch das Verhältnis zwischen nieder- und höhermolekularen PAK belegt, dass in die Böden unspezifische Einträge vorherrschen. Wie im gesamten Land und allen Nutzungen beträgt das mittlere Verhältnis 0,7. Typisch ist eine Schwankungsbreite zwischen 0,6 und 1.



Rheinland-Pfalz

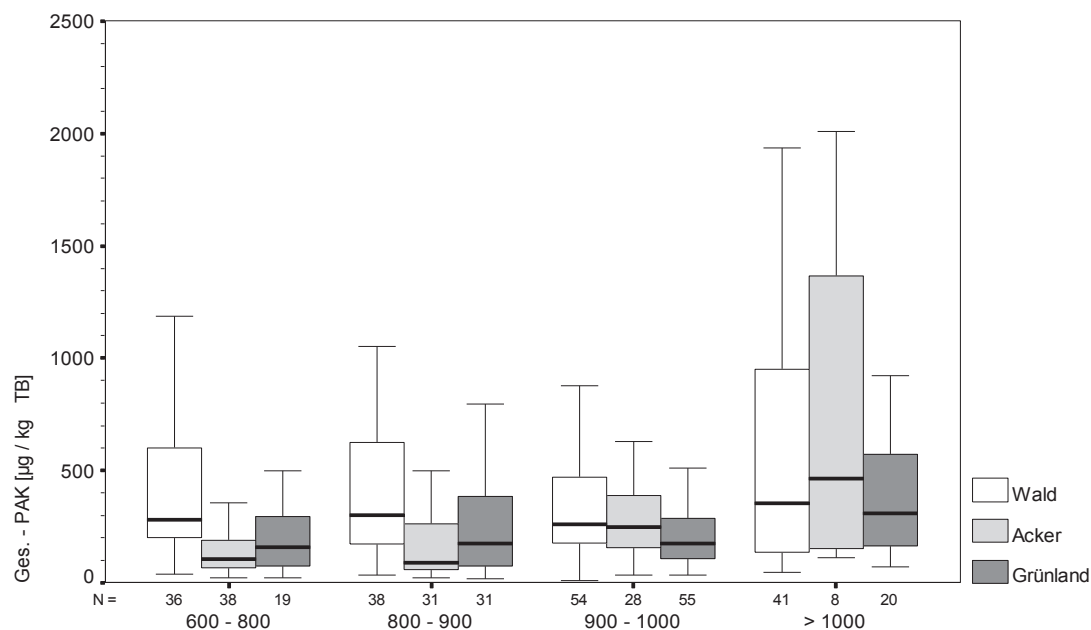
Abb. 67 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden

(Beprobungszeitraum 1997-2012)

Die bislang aus Rheinland-Pfalz vorliegenden Daten zeigen, dass die Niederschlagsmenge und die Bevölkerungsdichte bzw. der Industrialisierungsgrad einer Region den PAK₁₆-Gehalt der Böden beeinflussen. Sofern die Böden aus dem unmittelbaren Umfeld der Städte und Überschwemmungsgebiete nicht in die Berechnung einfließen, besteht ein positiver statistischer Zusammenhang zwischen PAK₁₆- bzw. BaP-Gehalt und jährlicher Niederschlagsmenge. Die Irrtumswahrscheinlichkeit für diesen Zusammenhang liegt bei den Laubwaldoberböden und Ackerböden unter 0,1%. Dies bedeutet, dass mit dem Anstieg der Niederschlagsmenge auch die Gehalte dieser Schadstoffgruppe im Boden zunehmen. Diese Beziehung ist nicht linear, sondern in Gebieten mit mehr als 1.000 mm/a Niederschlag nehmen die PAK₁₆-Gehalte in den Oberböden überdurchschnittlich zu (siehe auch Abb. 68). Insbesondere außerhalb der Ballungsgebiete sind nasse Depositionen offensichtlich ein wichtiger Transportpfad für PAK in die Böden.

Die nutzungsbedingten Unterschiede sind in der Regel bei den PAK geringer als bei den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F). Während Laubwaldoberböden gegenüber Grünlandböden im Mittel den 6-fachen PCDD/F-Gehalt (siehe 4.3.4.) aufweisen, liegt der Faktor bei den PAK₁₆ und BaP etwa bei 2. Dies gilt sowohl landesweit als auch für den Untersuchungsraum.

Die Böden im gesamten Untersuchungsraum weisen vergleichsweise geringe PAK₁₆-Gehalte auf. Von den Oberböden der Nadelwälder abgesehen, unterschreiten die nutzungsabhängigen Mittelwerte die landesweiten Werte um etwa 20 bis 30 %. Zudem streuen die Gehalte bei allen Nutzungen relativ gering. Noch deutlicher als die Mittelwerte zeigen die 90. Perzentile die relativ geringe PAK₁₆-Belastung der Böden im Untersuchungsgebiet. Bei allen Nutzungen erreicht dieser Schwellenwert nur zwischen 35 und 60% der landesweiten Werte.



Rheinland-Pfalz

Abb. 68 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittleren Jahresniederschlag

Die räumliche Verteilung der PAK₁₆-Gehalte ist im Projektgebiet gleichmäßig, d.h. eine räumliche Häufung erhöhter Werte ist nicht zu beobachten (siehe Kartenanlage).

Wie bei den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F) weisen **Waldoberböden** üblicherweise höhere PAK₁₆- und damit auch BaP-Gehalte als landwirtschaftlich genutzte Böden auf (siehe unten). Dies dürfte am Auskämmeffekt der Bäume, ungünstigeren Abbaubedingungen sowie in der fehlenden mechanischen Durchmischung der Waldböden (Verdünnungseffekt) begründet sein.

Sofern die Waldart nicht berücksichtigt wird, ist die mittlere PAK-Belastung der Waldoberböden mit 192 µg PAK₁₆/kg im Untersuchungsraum rund 1/3 niedriger als im gesamten Land. Das 90. Perzentil liegt sogar 60 % niedriger. Hierbei spielt allerdings eine Rolle, dass im Untersuchungsraum mehr Oberböden im Nadelwald als im Laubwald untersucht wurden. Wie im gesamten Land enthalten die Oberböden der Laubwälder höhere PAK-Gehalte als die der Nadelwälder. Die Humusaufgaben der Nadelwälder halten PAK deutlich stärker zurück, wodurch diese Schadstoffe in geringerem Umfang in den Oberboden gelangen.

Erst nach den Untersuchungen im Raum Bleialf bestand die Möglichkeit, auch die Humusaufgaben der Waldböden auf diese Schadstoffe untersuchen zu lassen. Wie bei den PCB oder PCDD/F sind die vergleichsweise geringen PAK₁₆-Gehalte in den Nadelwaldoberböden darauf zurückzuführen, dass ihre Humusaufgaben organische Schadstoffe stark immobilisieren. Im Nadelwald besteht ein ausgeprägtes Konzentrationsgefälle zwischen Humusaufgabe und Oberboden. Landesweit enthalten die Humusaufgaben im Nadelwald durchschnittlich 1600 µg PAK₁₆/kg, während der Mittelwert im Laubwald bei nur 290 µg PAK₁₆/kg liegt (HAUENSTEIN 2013). Damit besteht im Nadelwald ein ausgeprägtes Konzentrationsgefälle zwischen Humusaufgabe und Oberboden. Im Mittel sind im Nadelwald in den Humusaufgaben etwa 10mal mehr PAK₁₆ als in ihren Oberböden zu finden. Im Laubwald hingegen enthalten die Humusaufgaben im Mittel weniger PAK₁₆ als ihre Oberböden (HAUENSTEIN 2013).

Auch wenn dabei die geringe Dichte der Humusaufgaben nicht berücksichtigt ist, sind sie in den Böden der Nadelwälder die Hauptsenke für diese Schadstoffe. Die meist mächtigeren Humusaufgaben der

Tab. 60 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
Nutzungsklassen	Her-kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	830	14	105	208	482	932	1035
	5703	70	0	80	151	256	368	511
alle Waldarten	RP	354	14	142	292	621	1092	1276
	5703	27	0	111	192	312	440	484
Laubwald	RP	179	1	220	355	689	1079	1359
	5703	10	0	142	272	378	470	484
Nadelwald	RP	101	11	60	150	353	901	764
	5703	16	0	116	175	265	323	465
Ackerland	RP	229	0	84	123	239	431	446
	5703 ²	7	0	57	94	205	253	257
Grünland	RP	182	0	92	182	364	835	740
	5703	35	0	77	129	206	357	357

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2012); 5703= Blatt 5703 Bleialf;

²= informell, statistisch unsicher

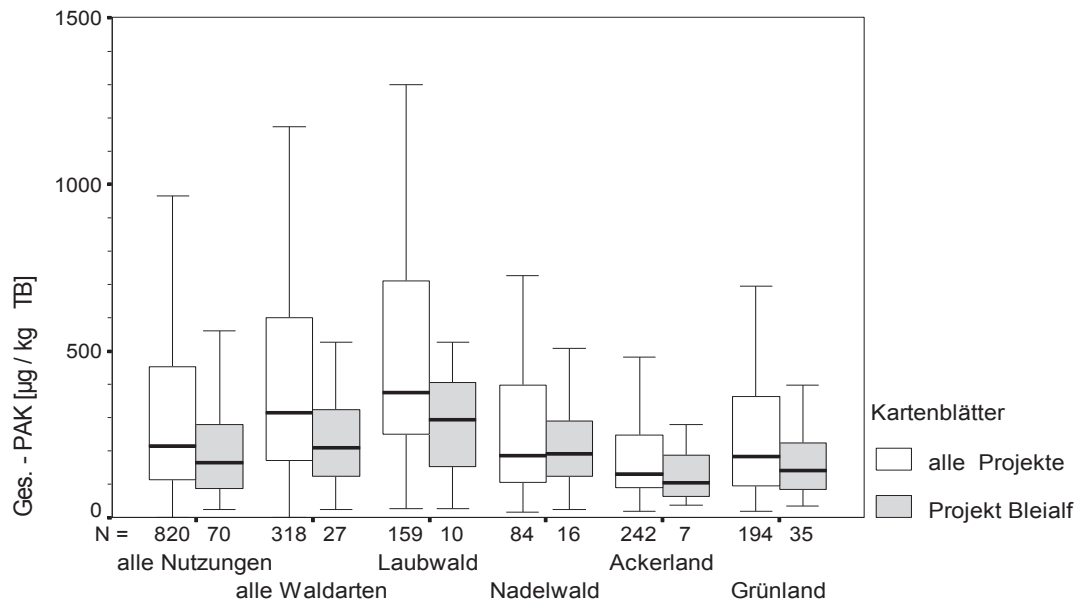


Abb. 69 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Nadelwälder stellen damit eine wirksamere Barriere gegen das Eindringen von PAK₁₆-Verbindungen in den Mineralboden dar als die Humusaufgaben der Laubwälder.

Auch wenn im Projektgebiet die Gehalte der Nadelwaldoberböden mit 175 µg PAK₁₆/kg und 12 µg BaP/kg leicht über dem Landesdurchschnitt liegen, ist für das Projektgebiet dennoch von einer normalen bis günstigen Situation auszugehen. Die Gehalte streuen in diesem Gebiet so gering, dass das 90. Perzentil mit 265 µg PAK₁₆/kg lediglich 1/3 des landesweiten Wertes erreicht. Beim BaP liegt das 90. Perzentil mit 23 µg BaP/kg etwa um die Hälfte unter dem Landeswert.

Mit durchschnittlich 272 µg PAK₁₆/kg und 20 µg BaP/kg wurden in den Laubwaldoberböden des Untersuchungsraums Konzentrationen gemessen, die die landesweiten Mittelwerte um rund 25% unterschreiten. Auch in den Laubwaldböden streuen die Werte vergleichsweise gering, so dass die 90. Perzentile ungefähr um die Hälfte geringer als bei der Gesamtheit der bislang untersuchten rheinland-pfälzischen Laubwaldoberböden sind. Dieser Schwellenwert beträgt im Raum Bleialf für die Summe der PAK₁₆ 470 µg/kg und für BaP 35 µg/kg.

Der geringe Flächenanteil der **Ackerböden** von rund 7% führt dazu, dass im Untersuchungsgebiet lediglich 7 Ackerböden beprobt wurden. Daher ist eine statistische Bewertung problematisch. Allerdings streuen die Messwerte vergleichsweise gering, so dass eine vorsichtige Einschätzung möglich erscheint. In den untersuchten Ackerböden wurden Werte zwischen 36 und 257 µg PAK₁₆/kg bzw. 1 und 22 µg BaP/kg festgestellt. Damit erreichen die Maximalgehalte jeweils nicht das 75. Perzentil der landesweiten Werte. Auch in Abb. 69 und 70 ist beim Vergleich mit den landesweiten Werten die vergleichsweise geringe Belastung durch diese Schadstoffgruppe im Projektraum ersichtlich.

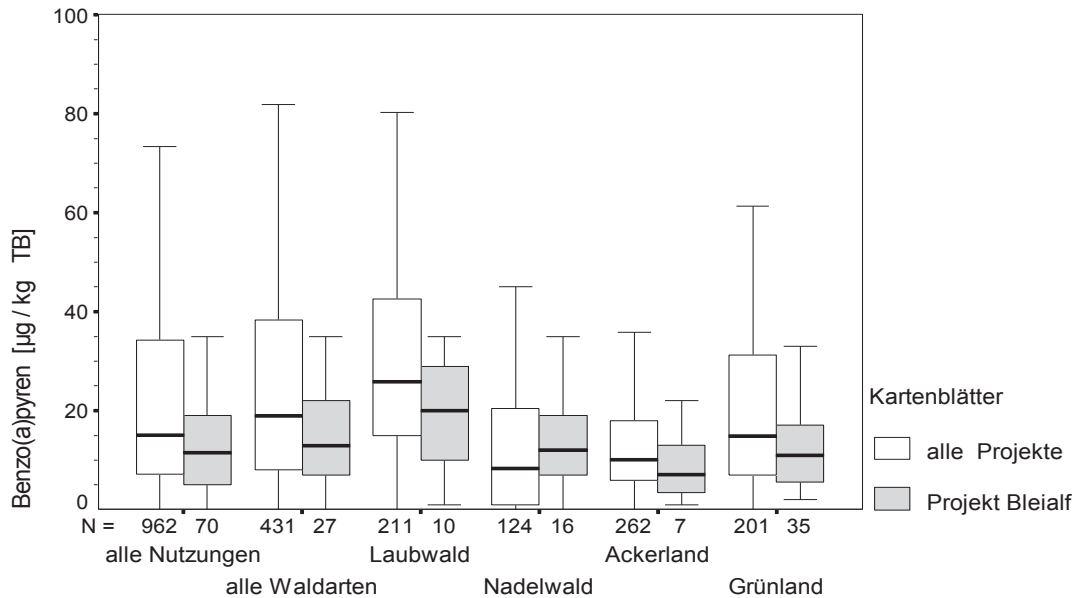


Abb. 70 Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

In den **Grünlandböden** wurden für das Projektgebiet mittlere Gesamtgehalte von 129 µg PAK₁₆/kg und 11 µg BaP/kg festgestellt. Dies entspricht einem BaP-Anteil am Gesamtgehalt von durchschnittlich 8% (6 – 9). Dies ist für ländliche Räume ein charakteristischer Wert. Da neben dem atmosphärischen Eintrag PAK₁₆ auch durch Überschwemmungen nennenswert in Böden gelangen können, wurden im vorliegenden Datensatz die regelmäßig überfluteten Grünlandböden nochmals gesondert betrachtet. Mit 200 µg PAK₁₆/kg und 18 µg BaP/kg liegen die Mittelwerte in ihnen etwa doppelt so hoch wie in den übrigen Grünlandböden. Zudem schwanken die Werte auch erheblich stärker.

Tab. 61 Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
Nutzungsklassen	Her-kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	830	42	7	15	36	70	78
	5703	70	1	5	12	19	31	35
alle Waldarten	RP	354	36	8	19	40	70	88
	5703	27	1	7	13	23	34	35
Laubwald	RP	179	6	15	27	44	69	80
	5703	10	0	10	20	29	35	35
Nadelwald	RP	101	22	1	8	22	48	44
	5703	16	1	7	12	19	23	35
Ackerland	RP	229	4	6	10	21	38	41
	5703 ²	7	0	3	7	16	21	22
Grünland	RP	182	2	7	15	32	81	61
	5703	35	0	5	11	17	33	33

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2012); 5703= Blatt 5703 Bleialf;

²= informell, statistisch unsicher

Bei Grünlandböden sind im Projektgebiet Gehalte über 357 µg PAK₁₆/kg als Ausreißer anzusehen. Dieser Schwellenwert wurde an 3 Standorten überschritten. Sie befinden sich im Überflutungsbereich des Alfbachs oder der Prüm. Im Mittellauf beider Fließgewässer wurden im Oberboden etwas mehr als 500 µg PAK₁₆/kg und um 50 µg BaP/kg gemessen. Damit unterschreiten sie aber noch das landesweite 90. Perzentil bzw. die Ausreißergrenze. Sie sind damit als Böden mit mäßig erhöhten PAK₁₆-Gehalten einzustufen. Der Höchstwert wurde mit fast 1700 µg PAK₁₆/kg und 152 µg BaP/kg südlich von Bleialf auf einer Mähweide in der Alfbach-Aue festgestellt. Er liegt im Abstrombereich des Altbergbaus und der örtlichen Kläranlage. Bei der Probenahme wurde im Grobboden Industrieschlacke gefunden. Dieser Boden war schon mit extrem hohen Bleigehalten von über 5000 mg/kg und erhöhten Kupfergehalten aufgefallen. Die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für PAK₁₆ und BaP werden aber immer noch jeweils etwa um die Hälfte unterschritten.

Wiesen und Weiden im Überflutungsbereich der Bäche weisen aber nicht grundsätzlich erhöhte PAK₁₆-Gehalte auf. In den Oberläufen des Alfbachs und Dürenbachs wurden auch Grünlandböden mit ausgesprochen geringen Konzentrationen vorgefunden. Erhöhte Gehalte stehen immer mit siedlungsbedingten Einleitungen in Verbindung.

Die Grünlandböden außerhalb der Überschwemmungsgebiete weisen mit einem Mittelwert von 107 µg PAK₁₆/kg (48 - 228) ähnlich geringe Werte wie die Ackerböden des Projektgebietes auf. Durchschnittlich enthalten sie 9 µg BaP/kg (3 - 18).

Für die Oberböden des Untersuchungsraums sind bei allen Nutzungen insgesamt relativ geringe PAK₁₆-Gehalte kennzeichnend. Das Muster der gefundenen Einzelverbindungen ist charakteristisch für allgemeine ubiquitäre Einträge. Die Wahrscheinlichkeit überdurchschnittliche Konzentrationen zu finden, ist in den Auenböden im Abstrombereich größerer Siedlungen und des Altbergbaus am höchsten, wobei auch dort eine Überschreitung der Vorsorgewerte unwahrscheinlich ist.

4.3.3. Polychlorierte Biphenyle

Von den 210 möglichen Verbindungen der polychlorierten Biphenyle (PCB) werden stellvertretend 6 Verbindungen analysiert. Diese Kongenere werden üblicherweise zur Beurteilung des PCB-Gehaltes in Umweltmedien herangezogen. Sie werden u.a. in der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) und der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) aufgeführt.

Das Ausmaß der Bindungskraft im Boden nimmt mit dem Chlorierungsgrad und sinkender Wasserlöslichkeit zu (BLUME et al. 1996), 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, in Müllverbrennungsanlagen und Mülldeponien (KAMPE 1988). Von besonderer Bedeutung ist ferner, dass bei der Verbrennung von PCB Dioxine und Furane (siehe 4.3.4.) entstehen können.

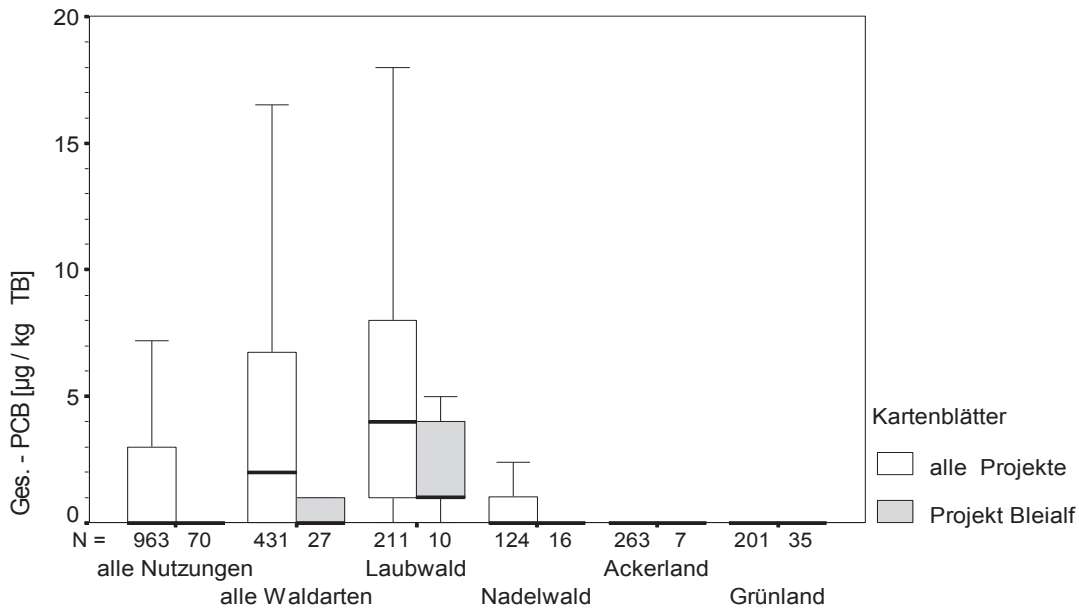


Abb. 71 Polychlorierte Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung (Beprobungszeitraum 1997-2012)

Schon bei den vorangegangenen Bodenzustandsberichten der letzten Jahre waren in **Acker- und Grünlandböden** PCB-Kongenerne meist nicht mehr nachzuweisen. Im Untersuchungsraum gelang dies bei keinem der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Böden. Der fehlende bzw. der sehr seltene Nachweis von Spuren dieser Schadstoffe ist mittlerweile charakteristisch für Böden landwirtschaftlicher Nutzflächen.

Tab. 62 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
Nutzungsklassen	Her-kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	831	505	<1	<1	3	8	10
	5703	70	61	<1	<1	<1	1	<1
alle Waldarten	RP	354	126	<1	2	7	13	19
	5703	27	19	<1	<1	1	4	5
Laubwald	RP	179	33	1	4	8	15	18
	5703	10	2	1	1	4	7	5
Nadelwald	RP	101	68	<1	<1	1	7	5
	5703	16	16	<1	<1	<1	<1	<1
Ackerland	RP	230	208	<1	<1	<1	<1	<1
	5703 ²	7	7	<1	<1	<1	<1	<1
Grünland	RP	182	146	<1	<1	<1	2	<1
	5703	35	35	<1	<1	<1	<1	<1

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2012); 5703= Blatt 5703 Bleialf;

²= informell, statistisch unsicher

Die Nachweishäufigkeit lag in den letzten Jahren in Ackerböden bei unter 10%. In vor über 25 Jahren entnommenen Proben wurde diese Stoffgruppe in Ackerböden noch in einem Drittel aller Fälle nachgewiesen. Das 90. Perzentil lag damals bei 12 µg/kg (HAUENSTEIN & BOR 1996).

Die Wahrscheinlichkeit im Boden PCB-Verbindungen zu finden, ist landesweit bei Grünland etwas höher als bei ackerbaulicher Nutzung. Im aktuellen landesweiten Datensatz gelang der Nachweis von PCB-Verbindungen noch in etwa jedem 5. Grünlandboden. In der Regel wird aber auch in diesem Böden nur die Bestimmungsgrenze erreicht oder geringfügig überschritten. Werte über 10 µg/kg konnten in den letzten Jahren ausschließlich in regelmäßig überfluteten Grünlandböden größerer Fließgewässer festgestellt werden. In den 10 untersuchten Grünlandböden, die im Untersuchungsraum in Bachauen liegen, konnte aber - wie erwähnt - der Nachweis von PCB-Kongeneren nicht erbracht werden.

Die einzigen Böden, in denen im Untersuchungsraum noch Spuren von PCB-Verbindungen gefunden wurden, waren die Oberböden im Laubwald. Da nur 10 Standorte im Laubwald untersucht werden konnten, sind die Daten zwar statistisch unsicher, aber ein Mittelwert in Höhe der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg und ein Höchstwert von 9 µg/kg stimmen gut mit Werten der letzten Jahre aus anderen Landes-teilen überein. Für den Beprobungszeitraum 1997-2012 ergibt sich ein landesweiter Mittelwert von 4 µg/kg. Auch heute lassen sich noch in über 80% der Fälle Spuren dieser Schadstoffgruppe nachweisen. Die vorgefundenen Werte zeigen die geringe Belastung in Böden des Untersuchungsraums durch diese Stoffgruppe. In den Oberböden der Nadelwälder gelang an keinem Standort der Nachweis von PCB-Kongeneren. Landesweit sind noch in etwa jedem 3. Nadelwaldoberboden PCB-Spuren nachweisbar.

Die PCB-Situation hat sich in den Oberböden der Wälder seit dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz nachhaltig verändert. Bei dieser Beprobungskampagne, die vor über 25 Jahren stattfand, wurden die höchsten Gehalte mit durchschnittlich 58 µg/kg im Nadelwald gefunden. Das 90. Perzentil betrug damals 114 µg/kg. Im Laubwald waren hingegen geringere Σ-PCB-Gehalte zu finden. Im Mittel waren es 20 µg/kg und das 90. Perzentil lag bei 42 µg/kg (HAUENSTEIN & BOR 1996).

Tab. 63 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in µg/kg				
	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
PCB-Nr. 28	RP	831	773	<1	<1	<1	<1	<1
	5703	70	70	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 52	RP	831	770	<1	<1	<1	<1	<1
	5703	70	70	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 101	RP	831	701	<1	<1	<1	1	<1
	5703	70	70	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 138	RP	831	542	<1	<1	1	3	5
	5703	70	65	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 153	RP	831	513	<1	<1	1	3	6
	5703	70	61	<1	<1	<1	1	<1
PCB-Nr. 180	RP	831	626	<1	<1	<1	2	<1
	5703	70	68	<1	<1	<1	<1	<1
Σ-PCB	RP	831	505	<1	<1	3	8	10
	5703	70	61	<1	<1	<1	1	<1

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2012); 5703= Blatt 5703 Bleialf

Erst nach den Untersuchungen im Raum Bleialf bestand die Möglichkeit auch die Humusauflagen der Waldböden auf diese Schadstoffe untersuchen zu lassen. Die vorliegenden jüngeren Daten zeigen, dass die PCB-Belastung in den Waldoberböden landesweit zwar weitgehend abgeklungen ist, in den Humusauflagen diese Stoffgruppe jedoch noch in gut messbaren Konzentrationen vorhanden ist. Anders als im Mineralboden sind die höheren Werte in den Humusauflagen der Nadelwälder zu finden. Dort werden heute noch durchschnittlich 30 µg Σ-PCB/kg gefunden, während der Mittelwert im Laubwald mit 8 µg Σ-PCB/kg merklich niedriger ist. Die meist mächtigeren Humusauflagen der Nadelwälder scheinen das Eindringen von PCB-Kongeneren in den Mineralboden besser zu verhindern als die Humusauflagen der Laubwälder.

Da die Gehalte meist unterhalb der Nachweisgrenze liegen, kann das Kongeneren-Verhältnis kaum noch beurteilt werden. Die niederchlorierten PCB Nr. 28, 52 und 101 unterschritten im Beobachtungsgebiet durchweg die Nachweisgrenze. Auch der Nachweis von PCB Nr. 180 gelang nur in zwei Waldböden. Am häufigsten, hier jedoch auch sehr selten, können noch Spuren des PCB-Isomers 153 bestimmt werden. Die Zunahme von PCB Nr. 28 nach Nr. 153 mit einem leichten Rückgang zu Nr. 180 ist typisch für ubiquitäre PCB-Gehalte in Böden.

Die in den Waldoberböden des Untersuchungsraums gefundenen Gehalte sind als allgemeine sehr geringe ubiquitäre Altbelastung zu bewerten. Die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) werden immer weit unterschritten.

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

Die Gehalte der Einzelkomponenten steigen in Böden üblicherweise mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren bei allen Nutzungen daher Dioxine und Furane, die 8 Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere sind in Böden in der Regel nachweisbar. Das Octachlor-dibenzo-p-dioxin (OCDD) stellt in allen untersuchten Proben - gleich welcher Bodennutzung - quantitativ die wichtigste Einzelkomponente dar. Dem OCDD folgt das Octachlor-dibenzofuran (OCDF), das ebenfalls 8 Chlor-Atome substituiert hat. Bei den minderchlorierten Verbindungen besitzen die Furane (PCDF) einen größeren Stellenwert als die Dioxine (PCDD) (siehe Tab. 64). Obwohl die OCDD und OCDF mit durchschnittlich 38 ng/kg (landesweit, nutzungsunabhängig) zusammen etwa 2/3 aller untersuchten PCDD/F-Verbindungen im Oberboden stellen, haben sie aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Toxizität am Toxizitätsäquivalent nur einen mittleren Anteil von 3,5%. Nach einer Neubewertung der WHO wurde für OCDD und OCDF das Toxizitätsäquivalent um Faktor 10 gesenkt, so dass diese Kongenere bei Anwendung des neueren Berechnungsmodells nur noch eine deutlich geringere Bedeutung hätten. Das 2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (2,3,4,7,8-PeCDF) ist hingegen die toxikologisch relevanteste Einzelverbindung. Im Mittel hat dieser Stoff am Toxizitätsäquivalent einen Anteil von 36%.

Die Dominanz höherchlorierter PCDD/F ist für Boden und Humusauflagen das charakteristische ubiquitäre Verteilungsmuster. Immissions- und Nadelproben zeigen ähnliche Muster (UBA 2007). 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).

Tab. 64 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)			Angaben in ng/kg					
Kongenere	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
2,3,7,8-Tetrachlor-di- benzo-p-dioxin (-TCDD)	RP	782	641	<0,1	<0,1	<0,1	0,4	<0,1
	5703	70	69	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzo-p-dioxin (-PeCDD)	RP	782	467	<0,1	<0,1	0,5	1,6	4,1
	5703	70	59	<0,1	<0,1	<0,1	0,6	<0,1
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	782	474	<0,1	<0,1	0,4	1,3	3,6
	5703	70	67	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	782	310	<0,1	0,4	1,2	3,1	5,9
	5703	70	55	<0,1	<0,1	<0,1	1,6	<0,1
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	782	365	<0,1	0,3	0,8	2,1	4,7
	5703	70	62	<0,1	<0,1	<0,1	1,0	<0,1
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	782	307	<0,1	0,8	2,3	6,6	8,4
	5703	70	55	<0,1	<0,1	<0,1	2,3	<0,1
Summe Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	782	73	3,7	5,9	12,0	26,6	24,1
	5703	70	13	3,7	5,0	7,9	13,0	11,0
Octachlor-dibenzo-p- dioxin (OCDD)	RP	782	11	17,0	29,0	56,0	110,0	113,0
	5703	70	0	19,0	26,0	36,0	63,5	55,0
2,3,7,8-Tetrachlor-di- benzofuran (-TCDF)	RP	782	62	0,6	0,8	2,4	7,8	5,0
	5703	70	4	0,5	0,8	1,2	3,8	2,2
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	782	165	0,3	0,7	1,9	5,5	4,2
	5703	70	21	<0,1	0,8	1,8	3,0	4,9
2,3,4,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	782	118	0,5	0,8	2,0	6,2	4,1
	5703	70	10	0,6	1,0	1,6	3,5	2,8
Summe Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	782	111	0,7	1,5	4,0	11,9	8,9
	5703	70	8	0,6	1,8	3,3	6,5	7,0
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	782	165	0,6	1,3	3,2	7,4	7,0
	5703	70	18	<0,1	1,5	2,4	4,4	8,8
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	782	263	<0,1	0,7	2,2	5,3	8,4
	5703	70	37	<0,1	<0,1	1,6	3,3	4,9
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	782	631	<0,1	<0,1	<0,1	0,6	<0,1
	5703	70	67	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	782	231	<0,1	0,8	2,2	5,0	8,4
	5703	70	28	<0,1	1,1	1,6	3,1	5,7
Summe Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	782	156	1,1	2,6	7,8	19,2	17,7
	5703	70	17	1,0	2,7	5,7	11,1	11,1
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	782	81	3,2	5,3	14,0	32,2	30,0
	5703	70	13	3,6	5,2	10,0	19,5	19,0
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	782	432	<0,1	<0,1	0,6	2,0	4,4
	5703	70	69	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Summe Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	782	81	3,3	5,7	14,3	34,2	30,0
	5703	70	13	3,6	5,2	10,0	19,5	19,0
Octachlor-dibenzofuran (OCDF)	RP	782	105	4,6	8,6	19,3	49,0	41,0
	5703	70	10	7,0	11,0	16,0	28,5	27,0

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703= Blatt 5703 Bleialf

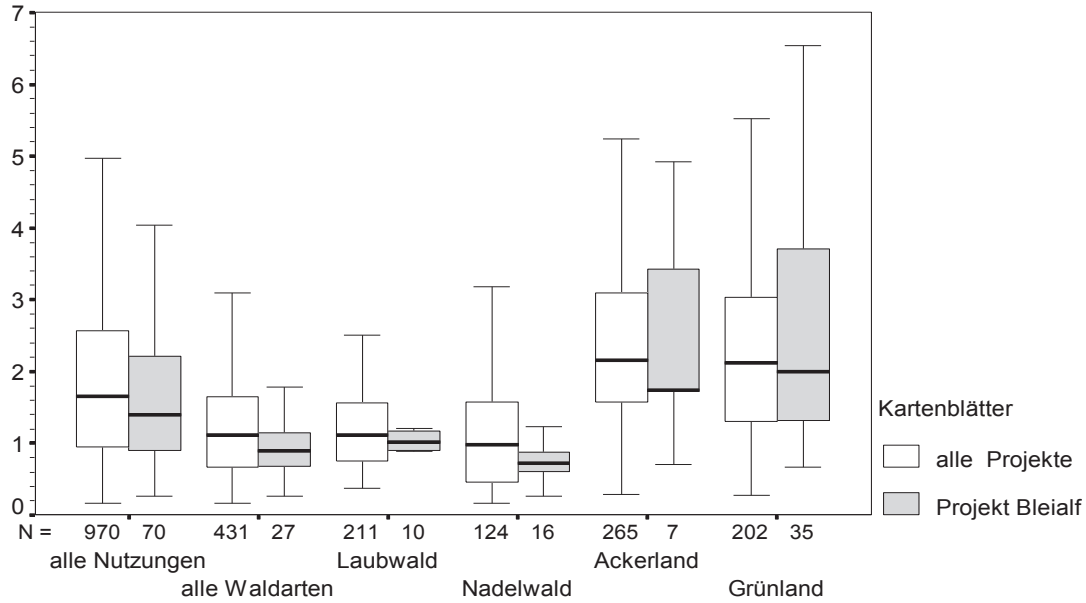


Abb. 72 Verhältnis PCDD/PCDF, gruppiert nach Nutzung

Um Hinweise auf regional abweichende Eintragungssituationen und/oder Abbaubedingungen zu erhalten, was zu einer Veränderung des PCDD/F-Musters führen kann, wird im vorliegenden Bericht auch das Verhältnis aus der Summe der untersuchten Dioxin- und Furan-Verbindungen gebildet. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei den Dioxinen nur 7 Einzelverbindungen bestimmt werden, während es bei den Furanen 10 sind. Bislang zeigt sich, dass die Dioxin-Gehalte regional und bei den unterschiedlichen Bodennutzungen relativ gering variieren. Die Furan-Gehalte hingegen zeigen eine ausgeprägte Abhängigkeit von der Nutzung. Das mittlere D/F-Verhältnis liegt im Untersuchungsraum in den Nadelwaldoberböden bei nur 0,7, d.h. dass in diesen Horizonten mehr Furane als Dioxine gefunden wurden. Die Grünlandböden besitzen zwar ähnliche Dioxingehalte, aber weit geringere Furangehalte. Dies führt bei bei ihnen zu einem mittleren D/F-Verhältnis von 2,1. Ähnlich ist die Situation in den Ackerböden. Damit überwiegen PCDD in den landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich. Es ist zu vermuten, dass die

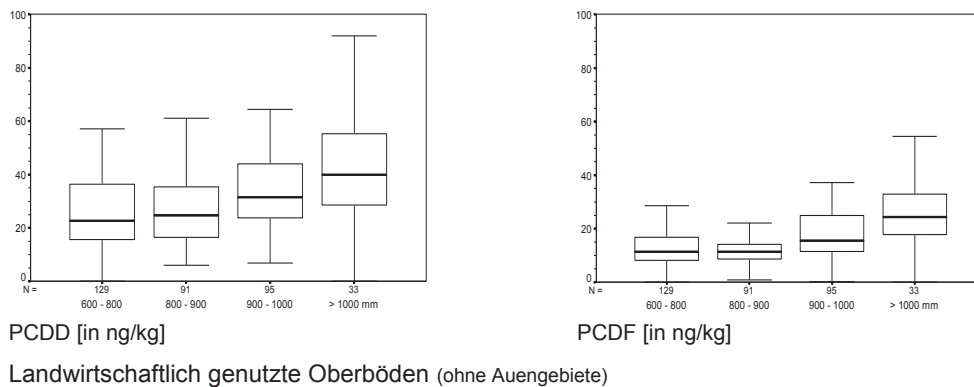


Abb. 73 Gesamt-Dioxin- (PCDD) /Furan- (PCDF) Gehalte in Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen

PCDD stärker als die PCDF in der Humusaufgabe gebunden werden und daher in geringerem Umfang als die PCDF den Mineralboden erreichen.

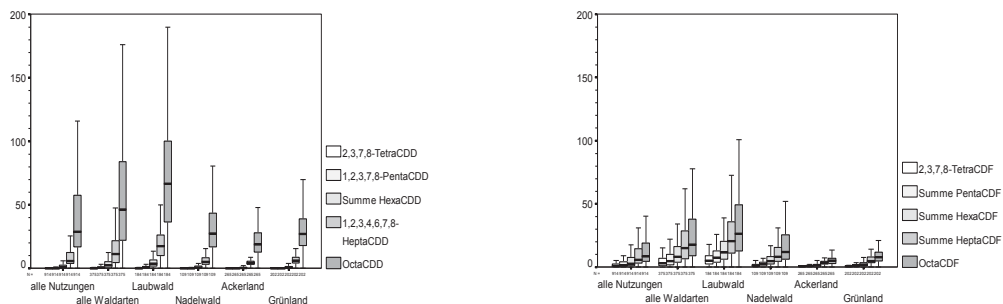
Die starke Abhängigkeit des Furangehaltes von der Nutzung ist im gesamten Land in den Oberböden zu beobachten (siehe Abb. 72). Bei allen Nutzungen liegt das D/F-Verhältnis im Untersuchungsraum geringfügig unter den landesweiten Werten.

Wie bei den PAK erfolgte die Prüfung, ob ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und PCDD/F-Gehalt besteht. Das Datenkollektiv bestand aus Werten der Nutzungen Acker und Grünland. Zudem wurden jene Daten eliminiert, die aus dicht besiedelten Räumen sowie aus rezenten Überflutungsgebieten stammen. Wie bei den PAK besteht ein signifikanter positiver Zusammenhang mit der jährlichen Niederschlagsmenge. Bei den PCDD verläuft der Anstieg der Konzentrationen mit dem Niederschlag relativ gleichmäßig, während die PCDF, ähnlich den PAK, bei mehr als 1.000 mm/a Niederschlag überdurchschnittlich zunehmen (siehe auch Abb. 73). Solch hohe Niederschlagsmengen treten im Projektgebiet allerdings nur im Bereich der Schneifel auf (siehe auch 2.3.).

Die Auswertungen belegen, dass nasse Deposition ein wichtiger Transportpfad für PCDD/F in die Böden ist.

Mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz ist auch mit höheren PCDD/F-Konzentrationen zu rechnen. Dies wurde an Grünlandoberböden geprüft, da ihre Oberböden nicht von Humusaufgaben überdeckt sind und die Humusgehalte relativ variabel sind. In humusarmen Oberböden (< 2 Masse% C_{org}) beträgt das mittlere Toxizitätsäquivalent 0,6 ng I-TEq/kg. Bei mehr als 4 Masse% C_{org} steigt es auf durchschnittlich 1,4 ng I-TEq/kg. Dies trifft auch auf die Böden im Untersuchungsraum zu.

Die **Waldoberböden** im Untersuchungsraum enthalten im Mittel 32 ng Σ -PCDD/kg und 37 ng Σ -PCDF/kg. Die 90. Perzentile betragen 91 ng Σ -PCDD/kg und 97 ng Σ -PCDF/kg. Die Gehalte streuen damit vergleichsweise gering. Das mittlere Toxizitätsäquivalent liegt bei 1,9 und das 90. Perzentil bei 6,9 ng I-TEq/kg. Alle diese Zahlen liegen deutlich, teilweise um mehr als die Hälfte, unter den jeweiligen landesweiten Zahlen. Auch der Vergleich mit einer bundesweiten Studie, in der für Waldoberböden ein Median von 2,4 und ein 90. Perzentil von 14 ng I-TEq/kg berechnet (UBA 2007) wurde, zeigt, dass im Untersuchungsraum eine vergleichsweise günstige Situation besteht. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass im Untersuchungsraum mehr Oberböden im Nadelwald als im Laubwald untersucht wurden. Wie bei den zuvor beschriebenen organischen Schadstoffen werden in den Oberböden der Nadelwälder er-



Polychlorierte Dibenzodioxine (Angaben in ng/kg)

Polychlorierte Dibenzofurane (Angaben in ng/kg)

Abb. 74 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung (Daten aus Rheinland-Pfalz)

Tab. 65 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)			Angaben in ng I-TEq/kg					
Nutzungsklassen	Her-kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	782	11	0,6	1,1	2,9	8,7	6,2
	5703	70	0	0,5	1,1	1,8	3,7	3,6
alle Waldarten	RP	298	5	1,4	3,6	7,8	12,5	17,2
	5703	27	0	1,1	1,9	3,5	6,9	5,9
Laubwald	RP	152	1	2,8	5,9	9,6	14,7	19,3
	5703	10	0	1,9	4,0	7,2	8,4	9,5
Nadelwald	RP	86	3	0,7	1,4	2,8	6,3	5,5
	5703	16	0	1,0	1,5	2,7	3,5	3,8
Ackerland	RP	232	4	0,4	0,7	0,9	1,4	1,7
	5703 ²	7	0	0,3	0,7	1,3	1,4	1,4
Grünland	RP	183	2	0,5	0,9	1,4	2,1	2,6
	5703	35	0	0,5	0,7	1,4	1,7	2,1

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703= Blatt 5703 Bleialf; ²= informell, statistisch unsicher

heblig geringere Stoffkonzentrationen als im Laubwald gefunden. Für die Oberböden im Laubwald gilt im Projektgebiet ein Mittelwert von 4,0 ng I-TEq/kg, landesweit von 5,9 ng I-TEq/kg. Im Nadelwald beträgt dieser Wert nur 1,5 ng I-TEq/kg, womit er praktisch deckungsgleich mit dem landesweiten Wert ist. Die Gehalte streuen im Projektgebiet aber geringer als landesweit. So unterschreiten die 90. Perzentile die landesweiten Werte um rund 40 %.

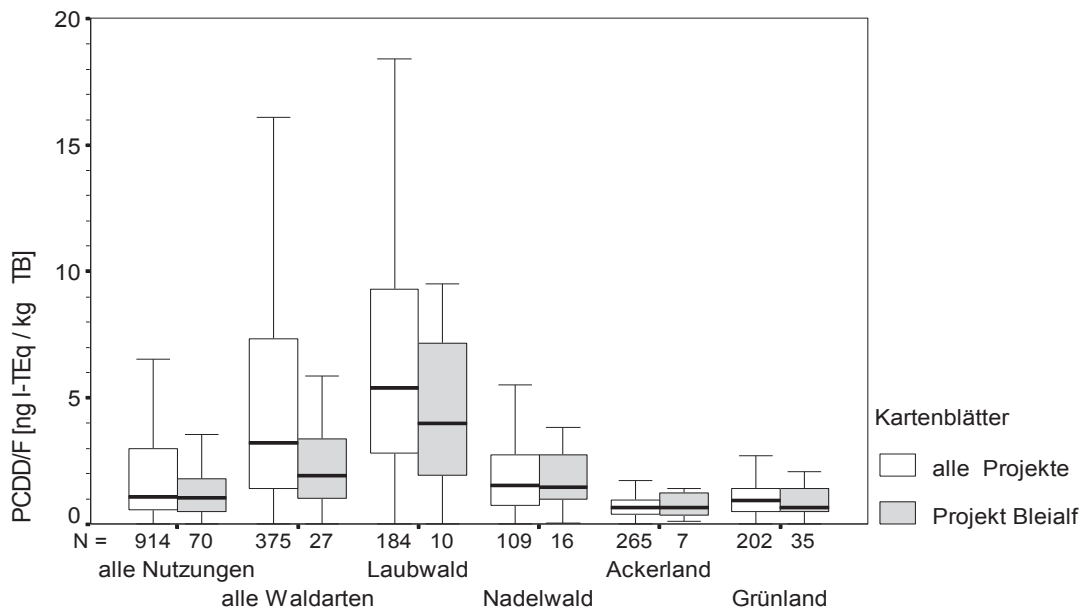


Abb. 75 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung

Anders als im Laubwald halten die Humusaufgaben der Nadelwälder PCDD/F stark zurück. Daher gelangen diese Schadstoffe im Nadelwald in nur geringerem Umfang bis in den Oberboden. Erst nach den Untersuchungen im Raum Bleialf bestand die Möglichkeit, auch die Humusaufgaben der Waldböden auf PCDD/F untersuchen zu lassen. Massenbezogen besteht im Nadelwald ein erhebliches Konzentrationsgefälle zwischen Humusaufgabe und Oberboden. In Rheinland-Pfalz weisen die Humusaufgaben im Nadelwald ein mittleres Toxizitätsäquivalent von 25 ng I-TEq/kg (HAUENSTEIN 2013) auf. Dies entspricht in etwa dem bundesweiten Mittelwert von 22 ng I-TEq/kg (UBA 2007).

Auch wenn die Lagerungsdichte in der Humusaufgabe etwa um Faktor 4 bis 5 geringer ist, befindet sich der höchste PCDD/F-Vorrat in den Böden der Nadelwälder in ihren Humusaufgaben. In abgeschwächter Form gilt dies auch für die Mischwälder. Ganz anders stellt sich die Situation im Laubwald dar. In deren Humusaufgaben wurden landesweit im Mittel nur 4,0 ng I-TEq/kg gefunden, womit der PCDD/F-Gehalt zum Oberboden hin ansteigt. In diesen Böden dürfte der Hauptvorrat nicht in der Humusaufgabe, sondern sich im Mineralboden befinden.

In den 35 im Projektgebiet untersuchten **Grünlandböden** wurden im Mittel 32 ng Σ -PCDD/kg und 18 ng Σ -PCDF/kg gefunden. Das mittlere Toxizitätsäquivalent beträgt 0,7 ng I-TEq/kg und das 90. Perzentil liegt bei 1,7 ng I-TEq/kg. Damit stimmen sowohl Mittelwert als auch Streuung sehr gut mit den landesweiten Daten überein. In einer bundesweiten Studie wurden für Grünlandböden mit einem Mittelwert von 2,8 ng I-TEq/kg und einem 90. Perzentil von 13 ng I-TEq/kg deutlich höhere Werte festgestellt (UBA 2007).

Anders als bei den PAK₁₆ scheinen Überschwemmungen kein wichtiger Eintragspfad für PCDD/F zu sein. Die Grünlandböden im Überflutungsbereich der Bäche unterscheiden sich weder im Mittelwert noch von der Streuung der Werte signifikant von den außerhalb der Auen gelegenen Böden dieser Nutzungsgruppe.

Die toxischsten Dioxine, das 2,3,7,8-TCDD und das 1,2,3,7,8-PeCDD, wurden in keinem der untersuchten Grünlandböden gefunden. Vereinzelt und in geringen Konzentrationen gelang der Nachweis von Dioxinen mit 6 substituierten Chloratomen. Das Octachlor-dibenzodioxin (OCDD) ist in diesen Böden mit Konzentrationen zwischen 10 und 100 ng/kg immer nachweisbar und das mengenmäßig mit Abstand wichtigste Kongener. Bei den Dioxinen hat es einen Anteil von 75 bis > 90%. Durch seine geringe Toxizität liegt der Anteil am Toxizitätsäquivalent allerdings nur zwischen 2 und 20%.

Das toxischste Furan, das 2,3,4,7,8-PeCDF konnte im Untersuchungsraum in fast allen Grünlandböden nachgewiesen werden. Im Mittel sind es 0,6 ng/kg und das 90. Perzentil liegt bei 1,4 ng/kg. An der Gesamtbelastung hat diese Verbindung den größten Anteil mit einem typischen Anteil von 30 bis 65 %. Das mindertoxische Octachlor-dibenzofuran (OCDF) ist mit Werten von bis zu 19 ng/kg fast immer bestimmbar.

Im Projektgebiet konnten nur 7 **Ackerböden** auf diese Schadstoffgruppe untersucht werden. Trotz geringer Fallzahl und somit fehlender statistischer Absicherung stimmen der Mittelwert mit 0,7 ng I-TEq/kg und das 90. Perzentil mit 1,4 ng I-TEq/kg mit den landesweiten Werten für diese Nutzungsgruppe überein. Damit sind rheinland-pfälzische Ackerböden auch im bundesweiten Vergleich relativ gering mit dieser Schadstoffgruppe belastet. Bundesweit gilt für Ackerböden ein Mittelwert von 1,2 ng I-TEq/kg. Das 90. Perzentil beträgt 11 ng I-TEq/kg (UBA 2007).

Absolut enthalten die Ackerböden des Untersuchungsgebiets durchschnittlich 26 ng Σ -PCDD/kg und 15 ng Σ -PCDF/kg. Der toxischste Vertreter der PCDD/F, das 2,3,7,8-TCDD, sowie die ebenfalls vergleichsweise toxischen Dioxine mit 5 und 6 substituierten Chloratomen wurden in keinem der unter-

Tab. 66 Summe der Polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)				Angaben in ng/kg				
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	782	0	21	36	72	148	148
	5703	70	0	23	32	45	81	71
alle Waldarten	RP	298	0	30	61	116	194	241
	5703	27	0	22	32	47	91	71
Laubwald	RP	152	0	48	91	138	209	255
	5703	10	0	43	61	91	120	142
Nadelwald	RP	86	0	20	31	47	93	81
	5703	16	0	19	25	36	38	47
Ackerland	RP	232	0	16	24	34	46	58
	5703 ²	7	0	20	26	39	43	43
Grünland	RP	183	0	22	32	50	81	92
	5703	35	0	23	32	45	65	69

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703= Blatt 5703 Bleialf; ²= informell, statistisch unsicher

suchten Ackerböden nachgewiesen. Das toxischste Furan, das 2,3,4,7,8-PeCDF, lag mit Gehalten bis zu 0,9 ng/kg meist über der Nachweisgrenze. Es hat an der Gesamtbelastung immerhin einen typischen Anteil von 30 bis 60 %. Das minder toxische OCDD war in diesen Böden mit Konzentrationen zwischen 8 und 36 ng/kg immer nachweisbar und ist das mengenmäßig wichtigste Kongener. Ihm folgt das OCDF mit Werten zwischen < 0,3 und 20 ng/kg.

Obwohl das Untersuchungsgebiet relativ niederschlagsreich ist, zeigen die in den landwirtschaftlich genutzten Böden gefundenen PCDD/F-Konzentrationen eine insgesamt günstige Belastungssituation.

Im einzigen untersuchten Moorboden wurde mit 30 ng I-TEq/kg die mit Abstand höchste PCDD/F-Konzentration im Projektgebiet gefunden. Bislang konnten landesweit nur 7 Moore auf diese Schadstoffe untersucht werden. Dabei wurde ein Wertebereich zwischen 13 und 37 ng I-TEq/kg festgestellt. Σ -PCDD- und Σ -PCDF-Konzentrationen von jeweils > 200 ng/kg scheinen charakteristisch für diese Böden. Solche Werte finden sich auch in den Humusaufgaben der Misch- und Nadelwälder. In stark sauren humusreichen Schichten werden diese Stoffe merklich angereichert. Wie bei den Humusaufgaben ist aber die geringe Dichte des Torfs zu berücksichtigen. Volumenbezogen dürften die Gehalte sich dann in einem ähnlichen Bereich bewegen wie in den Laubwaldoberböden.

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 die Nutzung Kinderspielflächen. Wie in Tab. 65 ersichtlich wird dieser Wert in allen untersuchten Oberböden nicht annähernd erreicht.

Der orientierende Sanierungswert (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) von 10 ng I-TEq/kg wird ausschließlich in dem erwähnten Moorstandort überschritten. Dennoch ist an keinem der untersuchten Standorte eine Einschränkung der multifunktionellen Nutzung durch diese Schadstoffgruppe gegeben.

Tab. 67 Summe der Polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)								Angaben in ng/kg	
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.	
alle Nutzungen	RP	782	0	11	20	50	123	107	
	5703	70	0	13	22	36	66	66	
alle Waldarten	RP	298	0	25	59	109	185	230	
	5703	27	0	20	37	64	97	121	
Laubwald	RP	152	0	42	78	132	218	266	
	5703	10	0	37	64	100	112	121	
Nadelwald	RP	86	0	13	29	61	105	125	
	5703	16	0	20	28	52	65	66	
Ackerland	RP	232	0	7	12	16	24	28	
	5703 ²	7	0	6	15	25	42	46	
Grünland	RP	183	0	11	17	25	36	46	
	5703	35	0	12	18	25	34	37	

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703= Blatt 5703 Bleialf; ²= informell, statistisch unsicher

³= Beprobungszeitraum 1997-2012

4.4. Radionuklide (KAI PRINZ)

4.4.1. Allgemeine Grundlagen

Radionuklide sind instabile Atomkerne oder Nuklide, die dem radioaktiven Zerfall unterliegen (Radioaktivität). Derzeit sind fast 3.000 Nuklide von etwa 120 Elementen bekannt; die meisten davon sind allerdings nur experimentell nachweisbar. Ca. 10% der Radionuklide sind natürlicher Herkunft, ein Großteil davon sind stabile Nuklide. Der restliche Teil aber ist instabil und sendet beim Zerfall verschiedene Arten von Strahlung aus. Einer dieser Strahlungen ist die Alpha-Strahlung, bei welcher Heliumkerne aus dem radioaktiven Kern ausgeschleudert werden (schwere Teilchenstrahlung) und deren Reichweite in der Luft nur wenige Zentimeter beträgt. Des Weiteren gibt es die sogenannte Beta-Strahlung (leichte Teilchenstrahlung), wobei Elektronen vom radioaktiven Kern ausgesendet werden. Diese haben meist eine geringere Energie als Alpha-Strahlen und können z.B. mit Acrylglas abgeschirmt werden. Beim Gamma-Zerfall (elektromagnetische Wellen) wird eine hochenergetische ionisierende Strahlung ausgesendet, die in ihrer Reichweite nur z.B. durch Bleiplatten abgeschwächt werden kann und demzufolge Materie weitestgehend durchdringt.

Für den Menschen und damit auch für den Strahlenschutz ist die biologische Wirkung der ionisierenden Strahlungen im menschlichen Gewebe wichtig. Jede der o.g. Strahlungsarten führt zu einer Aufnahme von Energie im Gewebe, die zu einer Schädigung führen kann (Dosis). Dabei sind Quellen von Alphastrahlen, sofern sie im Gewebe sind und dort verbleiben, besonders schädlich, während Gammastrahlenquellen ihre Energie auf den gesamten Körper übertragen, da diese Strahlung die Körpersubstanz am stärksten durchdringt. Je nach Strahlenart und räumlicher Verteilung und damit biologischer Wirksamkeit wird über die Organdosis (ehemals Äquivalentdosis) in der Einheit Sievert (Sv) die Schädlichkeit der Strahlung auf ein bestimmtes Organ angegeben. Die mittlere jährliche effektive Dosis ist die Summe der gewichteten Körperdosen aller Organe und wird in Millisievert pro Jahr angegeben.

Beim radioaktiven Zerfall entstehen unter Energieabstrahlung oftmals instabile Tochternuklide, die wiederum zerfallen, bis letztendlich meist ein stabiler Kern entsteht. Eine solche Aneinanderreihung von Zerfällen wird Zerfallsreihe genannt. Natürliche Radionuklide als Bestandteil unserer Umwelt werden in drei Gruppen gegliedert:

- Radionuklide ohne Zerfallsreihen
- Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen
- Radionuklide, die durch kosmische Strahlung entstehen.

Die beiden erstgenannten Gruppen bezeichnet man als primordiale Radionuklide, also von Anfang an bestehende Radionuklide, von welchen ca. 50 bekannt sind.

Der bekannteste Vertreter der natürlichen Radionuklide der ersten Gruppe ist das ^{40}K mit einer Halbwertszeit (HWZ) von $1,28 \cdot 10^9$ Jahren. Das ^{40}K -Radionuklid ist mit 0,0117% natürlicher Bestandteil des Elementes Kalium. Damit finden sich pro 100 mg Kalium im Boden $3,09 \text{ Bq/kg } ^{40}\text{K}$. Das ^{40}K -Radionuklid zerfällt zu 89% in das stabile Isotop ^{40}Ca und zu 11% in das ebenfalls stabile ^{40}Ar . Beim Zerfall entsteht eine Gamma-Strahlung von 1,46 MeV (Mega-Elektronen-Volt), die mit einem Gammaskpektrometer gemessen werden kann. Dementsprechend lässt sich aus der ermittelten Aktivität der Gesamtkaliumgehalt im jeweiligen Bodenhorizont berechnen.

Kalium ist lebensnotwendig für die Herz-, Muskel- und Nerventätigkeit. Es wird vom menschlichen Körper über Trinkwasser und Nahrung aufgenommen (ca. 3g täglich) und in der Muskulatur und aktiven Zellen gespeichert. Im Durchschnitt enthält der menschliche Körper (70kg) ca. 140g Kalium, was einer radioaktiven Gesamtstrahlung von 4.200 Bq entspricht. Damit trägt das ^{40}K im Wesentlichen zur inneren Strahlenexposition bei. Im Jahr nimmt der Mensch rund $34.000 \text{ Bq } ^{40}\text{K}$ (= ca. 1.100g K) mit der Nahrung auf. Die biologische Halbwertszeit von ^{40}K beträgt durchschnittlich 58 Tage. Was der Körper nicht in die eigene Masse einlagert, wird über die Nieren ausgeschieden.

Über die Aufnahme von ^{40}K über die Nahrung hinaus existieren weitere Quellen, durch die der Mensch mit diesem natürlichen Radionuklid in Kontakt kommt. So finden sich z.B. in Baustoffen sowie in Gesteinen (Granit) oder Beton z.T. erhebliche ^{40}K -Gehalte von bis zu 4.000 Bq/kg Trockenmasse (TM), Ziegelsteine oder Leichtbetonsteine mit Bims können bis zu 2.000 Bq/kg Trockenmasse an ^{40}K -Gehalten aufweisen. Auch kaliumhaltige Düngemittel können je nach Herkunftsland eine spezifische Aktivität von bis zu 6.000 Bq/kg TM erreichen (Bundesamt für Strahlenschutz). Diese ^{40}K Gehalte tragen zusätzlich dann zu einer äußeren Strahlenexposition bei.

Weitere Strahlenexpositionen rühren von Nukliden her, die durch eine ganze Reihe von Reaktionen in Tochternuklide zerfallen. Dabei können allein 48 Nuklide in 3 Zerfallsreihen sortiert werden:

- die Thoriumzerfallsreihe, beginnend beim ^{232}Th und endend beim stabilen ^{208}Pb
- die Actiniumzerfallsreihe, beginnend beim ^{235}U und endend beim stabilen ^{207}Pb
- die Uran-Radiumzerfallsreihe, beginnend beim ^{238}U und endend beim stabilen ^{206}Pb

Die metastabilen Mutternuklide haben alle eine Halbwertszeit (HWZ) von 10^8 bis 10^{10} (=Milliarden) Jahren. Bei allen 3 Zerfallsreihen entstehen Radon-Tochternuklide mit unterschiedlichen Halbwertszeiten. Das Radon, als nicht stabiles radioaktives Edelgas, breitet sich teilweise in der bodennahen Luft aus und zerfällt dort. Die Zerfallsprodukte gelangen über den Niederschlag wieder auf die Erdoberfläche. Sie können über Anbindung an Aerosole eingeatmet werden und verbleiben dann im Atemtraktgewebe, während Radon selbst sehr schnell wieder ausgeatmet wird. Die Zerfallsprodukte sind z.T. reine Alphastrahlenquellen, setzen z.T. aber auch Gammastrahlen frei. Dabei kommen dem besonders mobilen ^{222}Rn und auch seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten wie ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi und ^{214}Po eine besondere Bedeutung für die Strahlenexposition zu.

Tab. 68 Zusammensetzung der mittleren natürlichen Strahlenbelastung in Deutschland

Dosisart	mSv
Inhalation von Zerfallsprodukten von ^{222}Rn	1,15
Kosmische Strahlung	0,39
Terrestrische Strahlung	0,48
Aufnahme durch Lebensmittel	0,29
Inhalation von Zerfallsprodukten von ^{220}Rn	0,10
Summe	2,41

Zur externen Strahlenexposition trägt zudem auch die kosmische Strahlung bei. Sie besteht aus einer hochenergetischen Teilchenstrahlung (Protonen), die zum größten Teil aus dem Universum und zu einem kleineren Teil von der Sonne stammt. Diese kosmische Strahlung wird vom Erdmagnetfeld geschwächt und von der Atmosphäre weitgehend abgeschirmt. Ein Teil gelangt aber durchaus auch auf die Erde; ihre Stärke ist aber von der Höhe abhängig ist. Durch die kosmische Strahlung entstehen laufend sog. kosmogene Radionuklide wie z.B. Tritium (^3H), ^7Be und ^{10}Be sowie ^{14}C .

Die mittlere jährliche effektive Strahlendosis der Bevölkerung durch natürliche Strahlenquellen beträgt in Deutschland 2,4 mSv/Jahr; sie schwankt je nach örtlichen Gegebenheiten zwischen 1 und 10 mSv. Sie setzt sich überwiegend aus den in Tab. 68 genannten fünf Einzelbereichen zusammen.

Von den künstlich erzeugten Radionukliden sind Hunderte bekannt, aber nur wenige von ihnen werden im Bereich der Kerntechnik, Medizin und Prüftechnik derzeit genutzt. In der Medizin finden z.B. ^{60}Co und ^{131}I als Bestrahlungsnuklid und in der Therapie Verwendung, in der Diagnostik sind es ^{58}Co , ^{201}Tl und $^{99\text{m}}\text{Tc}$. In der Prüftechnik werden z.T. dieselben Radionuklide eingesetzt. Darüber hinaus aber auch Zerfallsprodukte, die aus dem Kernwaffenfallout oder von dem Tschernobyl-Unfall bekannt sind, z.B. ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{90}Sr .

Die mittlere effektive Jahresdosis durch ionisierende Strahlung in Deutschland aus künstlichen Strahlungsquellen setzt sich wie in Tab. 69 aufgezeigt zusammen.

Tab. 69 Zusammensetzung der Strahlungsbelastung aus künstlichen Quellen

Bereich	mSv
Medizin	2,0
Kernwaffenfallout	< 0,01
kerntechnische Anlagen	< 0,01
Tschernobyl	< 0,015
Forschung, Technik	< 0,01

Hierzu einige Beispiele:

Bereits die Röntgenaufnahme des Brustkorbes verursacht eine effektive Strahlendosis von 0,1 mSv, eine Computertomographie, auch des Brustkorbes, dagegen bis zu 10 mSv.

Ein Transatlantikflug schlägt mit ca. 0,1 mSv zu Buche und z.B. die Strahlenbelastung durch Zigaretten (1 Jahr lang 20 Stück/Tag) übersteigt diese Werte um das 10-fache.

In radonreichen Gegenden Deutschlands kann eine Jahresdosis durchaus 10 mSv erreichen (aus Publikationen des Bundesamtes für Strahlenschutz).

Künstliche Radionuklide gelangten in erster Linie durch die 428 registrierten oberirdischen Kernwaffentests zwischen 1945 und 1980 (LITZ & SATTELMACHER in BLUME 2004) sowie durch den Kernkraftwerksunfall von Tschernobyl Ende April 1986 in die Atmosphäre und von dort aus in die Böden. Den größten Anteil am Tschernobyl-Fallout hatte ^{131}Jod , das jedoch eine Halbwertszeit von nur 8 Tagen besitzt und daher nicht mehr nachweisbar ist. Ebenso relativ kurze Halbwertszeiten von 2 bis 5 Jahren haben die künstlichen Nuklide $^{125}\text{Antimon}$ (^{125}Sb), $^{134}\text{Cäsium}$ (^{134}Cs) und $^{60}\text{Kobalt}$ (^{60}Co). Sie sind daher ebenfalls weitgehend zerfallen. Im Gegensatz dazu beträgt die Halbwertszeit bei $^{137}\text{Cäsium}$ (^{137}Cs) und $^{90}\text{Strontium}$ (^{90}Sr) etwa 30 Jahre, was in den Böden folglich heute noch nachzuweisen ist. ^{90}Sr (reiner Beta-Strahler) im Boden stammt in erster Linie aus den zahlreichen oberirdischen Kernwaffenversuchen und ist als Altbelastung anzusehen. Der ^{137}Cs -Gehalt wurde hingegen durch die 1986 hinzugekommenen Anteile aus Tschernobyl um das etwa 8-fache erhöht (BUNZL, in BLUME et al. 1996). Dieses Radionuklid wird noch über Jahre im Boden nachweisbar bleiben. Das $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ -Verhältnis betrug zum Zeitpunkt der Tschernobyl-Katastrophe 2,1:1.

Die Radionuklid-Immissionen durch die Tschernobyl-Katastrophe stellten sich in Mitteleuropa regional sehr unterschiedlich dar, wobei der Eintrag hauptsächlich von der Menge der örtlichen Niederschläge bestimmt wurde. So lagen in Oberbayern im Mai 1986 die ^{137}Cs -Gehalte um das etwa 7,5-fache höher als in Unterfranken (LBP 1997). In den landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns schwankt der Gehalt heute zwischen 7 und 330 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ (Median 29 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$) (LBP 1997). Die auf die Kernwaffenversuche zurückgehende Hintergrundbelastung wird dabei auf 2-9 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ geschätzt.

$^{137}\text{Cäsium}$ ist sehr immobil, so dass keine bedeutsame vertikale Verlagerung in den Böden stattfindet (BLOCK 1993, LBP 1997, 2000). ^{137}Cs wird in erster Linie an Dreischicht-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 2004, LBP 2000). ^{137}Cs wird dabei vorwiegend selektiv an randlich aufgeweitete Illit, Montmorillonit und Vermiculit, sehr vermindert und unspezifisch aber auch an Kaolinit (Zweischicht-Tonmineral) adsorbiert und kann nicht verlagert werden, während $^{137}\text{Cäsium}$ in der Bodenlösung von Humus i.W. reversibel in Abhängigkeit der jeweiligen Kationenkonzentration sorbiert wird (KRUSE-IRMER 2002). Bei geringen Humus- bzw. Tongehalten im Boden kann dann eine vertikale Verlagerung eher stattfinden, sofern das $^{137}\text{Cäsium}$ nicht von Pflanzen aufgenommen und über den Stoffkreislauf wieder dem Boden zugeführt wird.

Je nach Humifizierungsgrad ist dabei die Bioverfügbarkeit z.B. in organischen Auflagen unterschiedlich. Während in den L- und Of-Horizonten das $^{137}\text{Cäsium}$ noch besonders mobil ist, stellen die Oh-Horizonte Senken dar, in denen das $^{137}\text{Cäsium}$ zum größten Teil an höhermolekulare organische Substanzen gebunden wird und somit aus dem $^{137}\text{Cäsium}$ -Kreislauf herausgenommen wird. Allerdings ist dies auch abhängig von der jeweiligen Kationenkonzentration in der Bodenlösung, von dem verfügbaren Kaliumgehalt und dem vorherrschenden pH-Wert. Bei steigendem pH-Wert erhöht sich die Cäsiumadsorption. Dabei werden die Austauschereigenschaften des Sorbenten geändert. STREBL (1999) schätzt die ökologische Halbwertszeit und damit die Verweildauer des $^{137}\text{Cäsiums}$ in den L- und Of-Horizonten auf ca. 5 Jahre und in den Oh-Horizonten auf bis zu 15 Jahren. Die vertikale Migrationsgeschwindigkeit wird im Mittel auf 1 cm/Jahr geschätzt. Die Verlagerung des $^{137}\text{Cäsiums}$ in den Mineralboden ist damit direkt abhängig von der Mächtigkeit, Art und Qualität des Auflagehorizonts. Mit der Mineralisierung des Oh-Horizontes kann das $^{137}\text{Cäsium}$ in den obersten Mineralbodenhorizont eindringen, was demzufolge in nährstoffreichen Laubwäldern schneller als in nährstoffarmen sauren Nadelwäldern geschieht.

Cäsium, gleich ob es sich um das stabile ^{133}Cs oder um radioaktive Isotope handelt, hat für Pflanzen keine bekannte physiologische Funktion. Dennoch wird es durch seinen sehr ähnlichen chemischen

Aufbau in Konkurrenz zum Kalium von Pflanzen aufgenommen, eingelagert und kann somit durch die Nahrung in den menschlichen Körper gelangen. Die biologische Halbwertszeit dieser Verbindungen im menschlichen Gesamtkörper beträgt bei Männern 110 Tage, bei Frauen 65 Tage (VOLKMER 2007). Das heißt, dass bei einer Inkorporation von 2.000 Bq ^{137}Cs nach 110 bzw. 65 Tagen im Gesamtkörper nur noch 1.000 Bq nachweisbar sind. Dieses Radionuklid wird vor allem in den Muskeln gespeichert und über die Nieren ausgeschieden.

4.4.2. Auswertung

Die Nuklide ^{60}Co , ^{134}Cs und ^{125}Sb lagen in den Böden des Untersuchungsgebietes, auch bei langer Messzeit im Labor, immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. Auch ^{238}U konnte nur bei sehr langer Messzeit (>13 h) und nur vereinzelt direkt bestimmt werden. ^{137}Cs hingegen war in allen organischen Auflagen und allen Oberböden nachweisbar, ebenso ^{40}K und ^{232}Th .

Um die Vergleichbarkeit der Radionuklidwerte zu gewährleisten, wurden alle ermittelten Gehalte der Böden auf das Datum 01.01.1997 normiert. Die ^{137}Cs -Belastung ist seit der Katastrophe von Tschernobyl aufgrund der oben genannten Halbwertszeit um über 40% zurückgegangen. Dabei beschränkte sich die Bodenbelastung anfangs auf die obersten Zentimeter. Neuere Untersuchungen zeigen, dass ^{137}Cs durch Auswaschungen in die Tiefe verlagert, zum Teil aber auch wieder aktiv durch Pflanzenwurzeln im Boden nach oben transportiert wurde (LfU Baden-Württemberg 2003). Auch durch Umlagerungen des Bodenmaterials durch Pflügen erfolgte eine Vermischung der belasteten obersten Zentimeter des Bodens mit minder kontaminierter Bodensubstanz.

Von den bislang ca. 3700 in Rheinland-Pfalz auf Radionuklide untersuchten Böden stammen 150 Oberböden aus dem aktuellen Untersuchungsraum. Neben der organischen Auflage werden alle Mineralbodenhorizonte untersucht, die in einer Tiefe von bis zu maximal 30 cm vorkommen. Dies ermöglicht die Berechnung von gewichteten Gehalten (siehe auch 3.3.2.), was etwa dem Durchschnittsgehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens entspricht. Damit können Böden unterschiedlicher Nutzung besser als bei einer reinen horizontbezogenen Betrachtung verglichen werden.

Dass es nicht nur in Mitteleuropa, sondern sogar innerhalb von Rheinland-Pfalz deutliche regionale Unterschiede hinsichtlich der Belastung durch künstliche Radionuklide gibt, belegen die bislang durchgeführten Messungen im Rahmen der Bodenzustandsberichte. Wie oben erwähnt hängt dies von der unterschiedlichen Niederschlagsmenge und dem damit verbundenen Auswaschungseffekt des Fallouts aus der Atmosphäre nach dem Unfall von Tschernobyl im April 1986 ab. Laut der Karte der Bodenkontamination mit ^{137}Cs im Jahr 1986 in Bq/m² für Deutschland wurden im Wesentlichen bis zu 4.000 Bq/m² ^{137}Cs im Untersuchungsgebiet durch Niederschläge deponiert. Die niedrigsten Bodenkontaminationen befinden sich mit bis zu 2.000 Bq/m² ^{137}Cs am Südostrand des Untersuchungsgebietes nach Orlenbach hin. Die vorliegenden Messergebnisse zeigen aber, dass die Angaben in der Karte der Bodenkontaminationen zumindest im westlichen bzw. nordwestlichen Teil des Untersuchungsraumes nicht zutreffend sind. Es muss vielmehr davon ausgegangen werden, dass hier - ähnlich wie in Birkenfeld - eine größere Menge von ^{137}Cs mit Niederschlägen deponiert wurde, schätzungsweise bis zu 6.000 Bq/m². Für den östlichen bzw. südöstlichen Teil des Bearbeitungsgebietes dürften die Angaben der Karte stimmen.

Die Umgebung von Bleialf zählt damit in Rheinland-Pfalz wegen der in diesem Zeitraum zufälligerweise z.T. höheren Niederschlägen zu den durch künstliche Radionuklide stärker betroffenen Regionen.

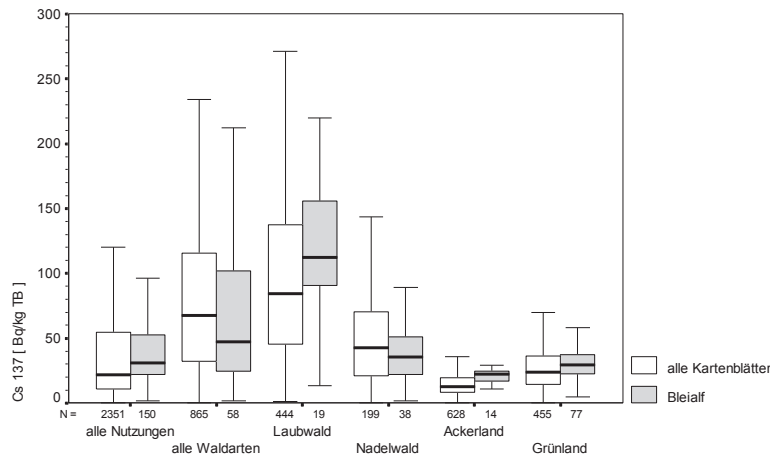


Abb. 76
¹³⁷Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Die **Ackerböden** enthalten im Untersuchungsraum im Oberboden durchschnittlich 23 Bq ¹³⁷Cs/kg und die Ausreißergrenze befindet sich bei 29 Bq ¹³⁷Cs/kg. Aufgrund der typischen Bearbeitungstiefe von 30 cm ist dieser Mittelwert identisch mit dem gewichteten Gehalt. Die mittlere Belastung ist damit fast doppelt so hoch wie im Landesdurchschnitt (13 Bq ¹³⁷Cs /kg). Bislang wurden nur in Hochlagen des westlichen Hunsrücks und im Raum Birkenfeld ähnlich hohe ¹³⁷Cs-Aktivitäten in Ackerböden festgestellt.

Die Verfügbarkeit von Cäsium i.A. und damit auch ¹³⁷Cäsium nimmt im Boden zu bei sinkendem pH-Wert (< 5,5), sinkenden Tonmineralanteilen in der Wurzelzone, Kaliumarmut in der Bodenlösung und steigendem Humusanteil. Die Ackerböden im Untersuchungsraum zeichnen sich alle durch einen pH-Wert von durchschnittlich 5,4 aus. Aufgrund guter Kaliumversorgung und relativ hohen Tonanteilen im Bodensubstrat ist die Verfügbarkeit von ¹³⁷Cäsium gering, sodass ein Eintrag in Ackerfrüchte unwahrscheinlich ist.

Tab. 70 ¹³⁷Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung

Oberboden		Aktivität in Bq/kg TB zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997						
Nutzungsklassen	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	2351	17	10,7	22,1	54,7	114,5	120,4
	5703	150	0	22,2	30,9	52,6	107,6	96,5
alle Waldarten	RP	865	0	32,4	67,6	116,2	180,4	233,9
	5703	58	0	24,0	47,3	103,6	152,3	220,0
Laubwald	RP	444	0	45,6	84,2	137,6	195,0	271,5
	5703	19	0	84,9	112,3	164,4	212,1	220,0
Nadelwald	RP	199	0	21,0	42,5	70,7	104,5	143,4
	5703	38	0	21,9	35,5	51,6	87,6	143,4
Ackerland	RP	628	0	8,6	12,7	19,5	26,6	35,7
	5703	14	0	16,9	22,6	24,7	34,4	29,4
Grünland	RP	455	0	14,2	24,0	36,6	53,3	70,0
	5703	77	0	22,3	29,3	38,1	61,5	61,6

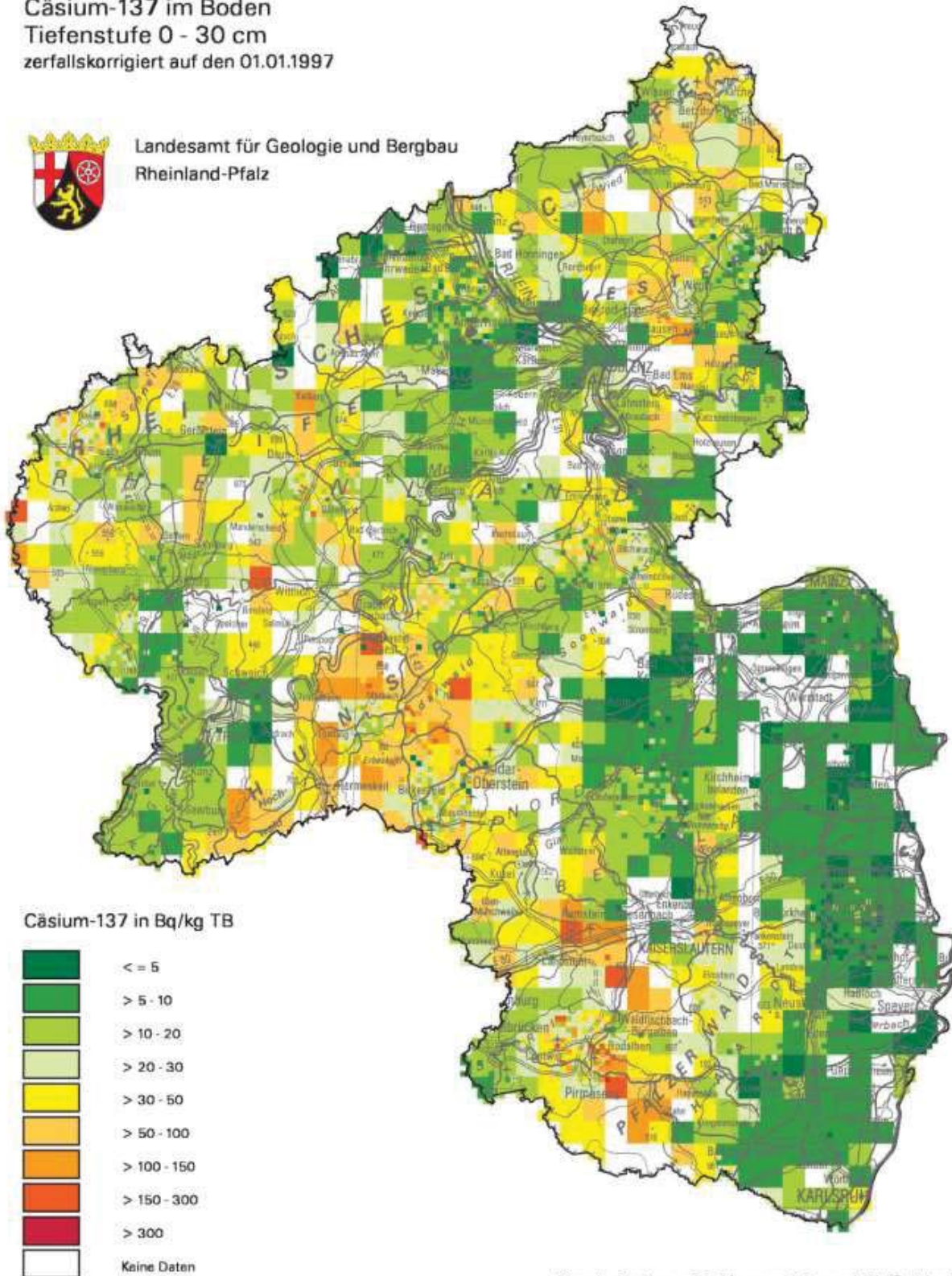
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703= Projektgebiet Bleialf

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



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 primordialen Radionuklide ^{40}K und ^{232}Th konnten in allen Oberböden nachgewiesen werden; ^{238}U direkt nur sehr vereinzelt. Im Mittel erreichten die ^{40}K -Werte 678 Bq/kg im obersten Mineralbodenhorizont, was einem Kaliumgesamtgehalt von ca. 22 g/kg entspricht. Davon ist ein nur sehr geringer Teil (ca. 1,3 %) pflanzenverfügbar (s.a. Kap. 4.1.5); der restliche Teil ist i.W. im Kristallgitter primärer Minerale fest eingebunden. Die gegenüber ^{137}Cs relativ hohen Zerfallswerte des ^{40}K tragen damit in erheblichem Maße zu einer hohen Ortsdosisleistung bei.

Die Uran- und Thoriumgehalte von ca. 3 und 12 mg/kg im Mittel entsprechen den zu erwartenden Gehalten der natürlichen mineralischen Ausstattung.

Die **Grünlandböden** im Untersuchungsraum enthalten im obersten Mineralbodenhorizont durchschnittlich 29 Bq/kg und somit 30% mehr ^{137}Cs wie die Ackerböden. Dies ist auf die fehlende mechanische Durchmischung des Oberbodens mit weniger belasteten Boden zurückzuführen. Der folgende Horizont enthält im Mittel nur noch 20 Bq ^{137}Cs /kg. Mit einem gewichteten Gehalt von 22 Bq/kg, weisen Grünland- und Ackerböden in den gesamten oberen 30 cm des Bodens praktisch den gleichen Gehalt auf. Auch in der Streuung der Werte sind sie sich sehr ähnlich.

Die Ausstattung dieser Böden mit primordialen Radionukliden (^{238}U , ^{232}Th und ^{40}K) ist ähnlich mit anderen Gebieten in Rheinland-Pfalz. Die ^{40}K -Gehalte im Untersuchungsraum zeigen im Mittel 614 Bq/kg, was einem Kalium-Gesamtgehalt von etwa 20 g/kg entspricht. Die Uran- und Thoriumgehalte sind mit etwa 3 und 11 mg/kg ähnlich hoch wie bei den Ackerböden.

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 58 **Waldstandorte** beprobt, die sich aufteilen in 38 Nadelwald- und 19 Laubwaldstandorte, sowie 1 Mischwaldstandort.

Die höchste ^{137}Cs -Aktivität ist wie in allen Gebieten in der Humusauflage und in den geringmächtigen Waldoberböden zu finden. Vor allem die Humusauflagen im Nadelwald, die hier eine durchschnittliche Mächtigkeit von 4 cm aufweisen, zeigen die höchsten Aktivitäten. Im Mittel enthalten die organischen Auflagen der Nadelwälder im Untersuchungsraum 245 und ihre obersten Mineralbodenhorizonte ca. 36 Bq ^{137}Cs /kg.

Obwohl die Humusauflagen der Laubwälder im Untersuchungsraum die gleiche mittlere Mächtigkeit besitzen wie die der Nadelwälder, weisen sie mit ca. 140 Bq/kg eine um 43% geringere Aktivität von ^{137}Cs auf. Die höhere Mineralisierung der Blattstreu führt zu einer merklich höheren vertikalen Verlagerung in den Oberboden. Dies führt im Mittel in dem obersten Mineralbodenhorizont der Laubwälder

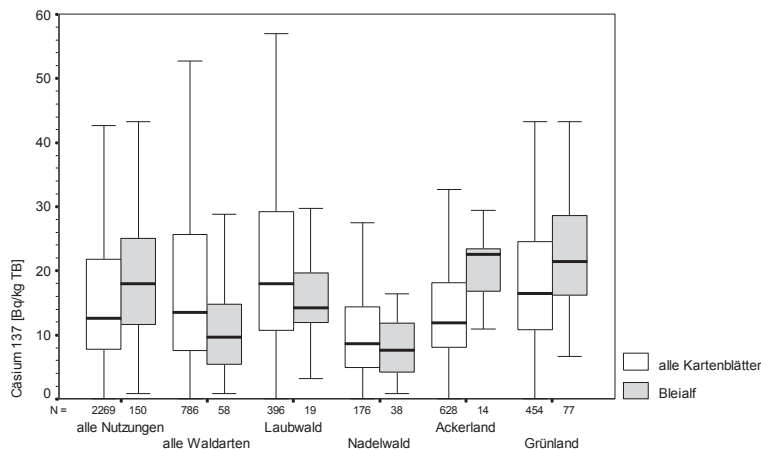


Abb. 77
Gewichteter ^{137}Cs -Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Tab. 71 Gewichteter ¹³⁷Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung

Oberboden				Aktivität in Bq/kg TB zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997				
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	2269	0	7,8	12,6	21,8	32,4	42,7
	5703	150	0	11,6	18,1	25,2	31,9	43,3
alle Waldarten	RP	786	0	7,8	13,5	25,7	43,4	52,7
	5703	58	0	5,3	9,7	15,1	28,3	28,8
Laubwald	RP	396	0	10,7	18,0	29,4	47,9	57,0
	5703	19	0	11,8	14,2	21,2	29,7	32,0
Nadelwald	RP	176	0	4,9	8,7	14,4	28,8	27,5
	5703	38	0	4,2	7,7	12,4	27,1	23,6
Ackerland	RP	628	0	8,1	11,9	18,2	24,9	32,7
	5703	14	0	16,4	22,6	23,7	34,4	29,4
Grünland	RP	454	0	10,8	16,5	24,6	32,4	43,3
	5703	77	0	16,1	21,5	28,8	34,9	43,3

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703= Zusammenschritt Blatt 5703/5704/5803/5804 Bleialf

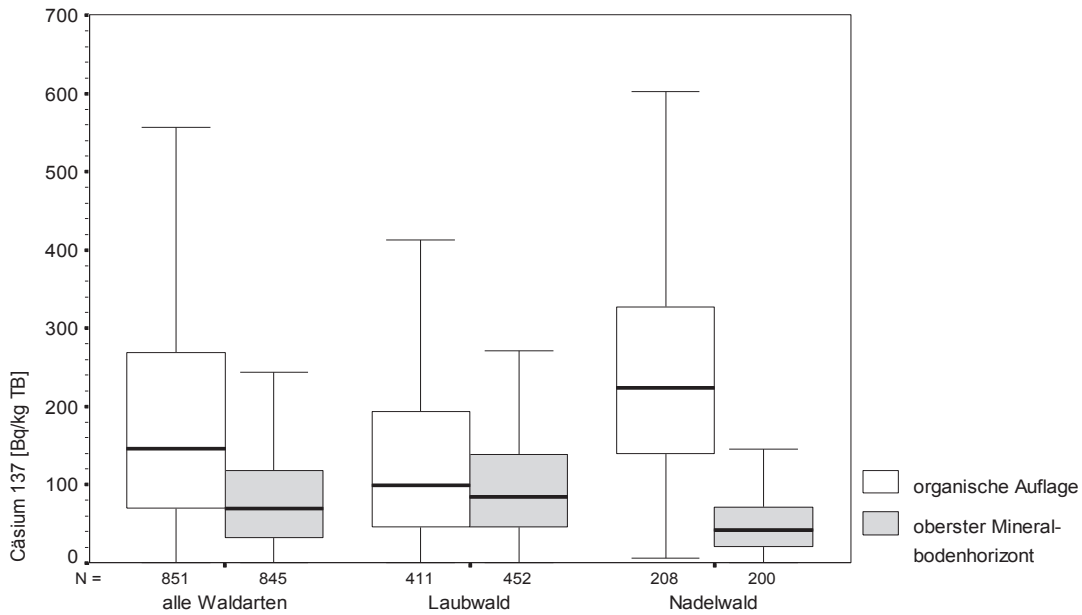
zu einer etwa 3-fach so hohen Aktivität von ¹³⁷Cs als im Nadelwald. Die ¹³⁷Cs-Immissionen durch die Tschernobyl-Katastrophe werden im gesamten Untersuchungsgebiet relativ einheitlich gewesen sein. Die unterschiedliche Verteilung im oberen Bereich der Laub- und Nadelwaldböden zeigt, dass die vertikale Verlagerung des ¹³⁷Cäsiums im Laubwald deutlich ausgeprägter als im Nadelwald ist. Auch nach Wichtung der ¹³⁷Cäsium-Werte im Mineralboden (Methode s. Kap. 3.3.3) zeigt sich, dass die gewichteten Gehalte im Laubwald mit durchschnittlich 14,2 Bq/kg fast doppelt so hoch ausfallen wie die der Nadelwälder (7,7 Bq/kg). In den Mineralbodenhorizonten unterhalb von 30 cm ist größtenteils kein ¹³⁷Cäsium zu finden, sodass auch langfristig eine Grundwassergefährdung nicht zu erwarten ist.

Die primordialen Radionuklide ²³²Th und ⁴⁰K finden sich in den organischen Auflagen mit geringeren Anteilen und in den Mineralböden mit höheren durchschnittlichen Anteilen von 10,4 mg/kg Thorium und 17,3 g/kg Kalium. Der Gesamt-Kaliumgehalt im Oberboden der Nadelwälder ist gegenüber dem Laubwald um ca. 4%, in den organischen Auflagen sogar um fast 15% niedriger.

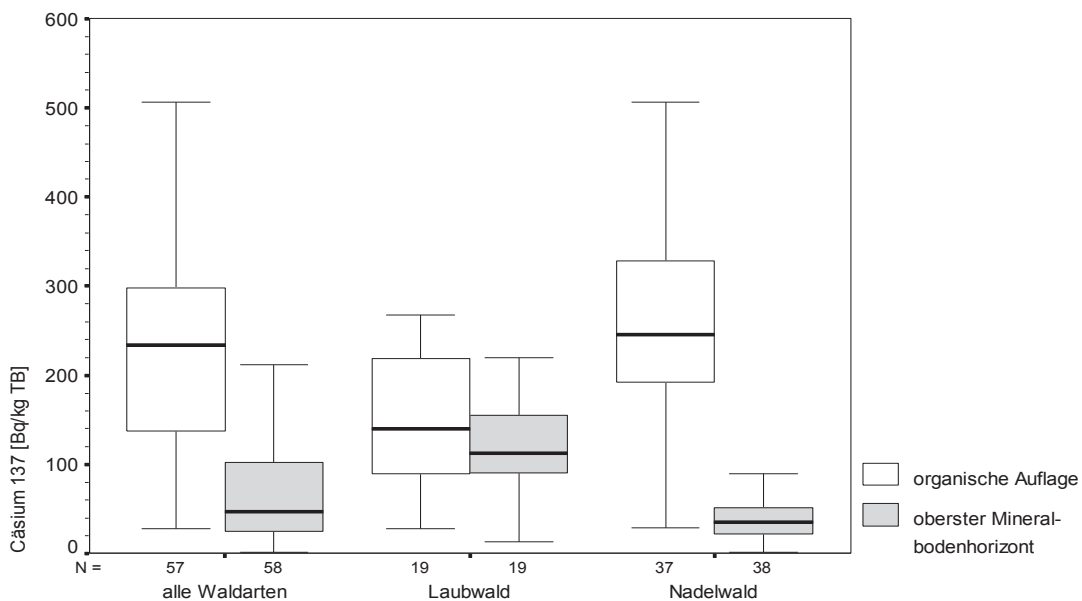
Tab. 72 ¹³⁷Cäsium in der organischen Auflage

organische Auflage				Aktivität in Bq/kg TB zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997				
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Waldarten	RP	851	1	69,8	146,6	269,1	404,4	557,1
	5703	58	0	136,6	233,7	308,8	451,0	506,7
Laubwald	RP	411	1	45,5	99,9	193,6	339,2	412,3
	5703	19	0	79,4	139,5	234,7	438,2	438,2
Nadelwald	RP	208	0	138,4	223,5	327,7	448,1	602,6
	5703	37	0	189,6	245,3	365,9	457,3	591,1

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5703 = Zusammenschritt Blatt 5703/5704/5803/5804 Bleialf



Rheinland-Pfalz



Untersuchungsgebiet Bleialf

Abb. 78 ¹³⁷Cäsium in organischer Auflage und obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Baumbestand (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Fazit:

Die Belastung der Böden mit dem künstlichen Radionuklid ¹³⁷Cäsium ist im Projektgebiet im Vergleich zu anderen Gebieten in Rheinland-Pfalz relativ hoch. Die höchsten ¹³⁷Cäsiumwerte finden sich in den organischen Auflagen der Nadelwälder und sind dort i.W. in den ¹³⁷Cäsium-Kreislauf (Boden-Pflanze-

Bestandsfall-Boden) gebunden. Eine vertikale Verlagerung geschieht nur in einem geringen Umfang. Im Laubwald dagegen ist aufgrund besserer Mineralisierungsraten eine stärkere Tiefenverlagerung möglich. Bis es allerdings in größere grundwasserbeeinflusste Tiefen gelangt, dürfte dieses Isotop zum stabilen Isotop ^{137}Ba zerfallen sein.

Die größte radioaktive Quelle ist das natürlich vorkommende Radionuklid ^{40}K , das einen Anteil von 0,0117% am Element Kalium hat. Kalium als Nährstoff ist essentiell für alle Lebewesen. Demzufolge geht die größte radioaktive Belastung der Umwelt und des Menschen von ^{40}K aus.

Schriftenverzeichnis

- Agrarmeteorologisches Messnetz Rheinland-Pfalz (2005): Langjährige Daten der Agrarmeteorologischen Messstationen; Dienstleistungszentrum für den ländlichen Raum Rheinhessen-Nahe-Hunsrück, <http://www.am-rlp.de>.
- 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).
- Arbeitsgruppe Boden (**AG Boden**) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., 392 S., 33 Abb. 91 Tab.; Hannover.
- Arbeitsgruppe Boden (**AG Boden**) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 5. Aufl., 438 S., 41 Abb. 103 Tab.; Hannover.
- BALLSCHMITTER, KH. & BACHER, R. (1996): Dioxine.- 507 S.; Weinheim (VCH).
- 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.
- BIEL, M. (1996): Geologische Untersuchungen in der Umgebung von Watzerath (Weinsfelder Mulde/Eifel, TK 5804 Schönecken) unter besonderer Berücksichtigung der Klerf- und der Berle-Formation.- Unveröff. Dipl.-Arb. am FB Geowiss., Universität Frankfurt/M., 117 S., 18 Abb., 3 Kte., 1 Profil-Taf.; Frankfurt a. M.
- BLOCK, J. & BOPP, O. & GATTI, M. & HEIDINGSFELD, N. & ZOTH, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz.- Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 17/91, 237 S.; Trippstadt.
- 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.] (2004): Handbuch des Bodenschutzes.- 3. Aufl.; Landsberg/Lech (ecomod).
- BLUME, H.P. & FELIX-HENNINGSSEN, P. & FISCHER, W.R. & FREDE, H.G. & HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.] (1996): Handbuch der Bodenkunde.- Losebl.-Ausg.; Landsberg/Lech (ecomod).

- 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.
- BORSODORF, 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.
- BORSODORF, 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.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (**LABO**) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.- 3 Aufl., 170 S..
- Bundesamt für Strahlenschutz: Natürliche Umweltradioaktivität, Teil A, Allgemeine Angaben Teil 1 Umweltradioaktivität.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (**BMU**) [Hrsg.] (2003): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2002.- 319 S.; Bonn.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (**BMU**) [Hrsg.] (2006): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2005.- 302 S.; Bonn.
- 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).
- DECHEMA [Hrsg.] (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate.- 615 S.; Frankfurt a.M..
- Dienstleistungszentren Ländlicher Raum (**DLR**) [Hrsg.] (2007a): Düngeplanung für Grünland.- 6 S., www.dlr.rlp.de.
- Dienstleistungszentren Ländlicher Raum (**DLR**) [Hrsg.] (2007b): Schlagbezogene Fruchtfolge-Düngeplanung.- 7 S., www.dlr.rlp.de.
- DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden.- 1. Aufl., 575 S.; Weinheim (VCH).
- FIEDLER, H. & HUTZINGER, R. (1991): Literaturstudie: Polychlorierte Dibenzop-Dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF).- Organohalogen Compounds, Vol. 5, 87 S.
- FIEDLER, H.J. & RÖSLER, H.J. (1988): Spurenelemente in der Umwelt.- 278 S; Stuttgart (Enke).
- FINCK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten.- 3. Aufl., 200. S.; Kiel (Hirt).
- FISCHER, H. & GRAAFEN, R. (1974): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 136/137 Cochem.- Geogr. L.-aufnahme 1:200000, 39 S.; Bonn - Bad Godesberg (B.-anst. Landeskd. Raumordnung. Selbstverlag).
- Geschichtlicher Arbeitskreis Bitburger-Land [Hrsg.] (1994): Dokumentation Westwall in der Eifel.- Beiträge zur Geschichte des Bitburger Landes, Bd. 14; Bitburg
- HAPPEL, L. & REULING, H. TH. (1937): Die Geologie der Prümer Mulde.- Abh. senckenberg. naturf. Ges., **438**, 1-94; Frankfurt a. M.
- 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. & KRIMMEL, M. & GOLDSCHMITT, M. (2000): Spurenelemente in Bachsedimenten von Rheinland-Pfalz.- 73 S.; Mainz (Geologisches Landesamt).

- 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.- 171 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. (2003): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 5413 Westerburg.- 179 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. (2006): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6312 Rockenhausen.- 205 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz).
- HAUENSTEIN, M. (2009): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6515 Bad Dürkheim-Ost.- 197 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz).
- HAUENSTEIN, M. (2010): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Morscheid-Riedenburg.- 193 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz).
- HAUENSTEIN, M. (2013): Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz.- 247 S.; Mainz (Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung).
- 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 (Bayer. GLA).
- (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen.- GLA Fachber., **12**: 1-55, 5 Abb., 39 Tab.; München (Bayer. GLA).
- KABATA-PENDIAS, A., & PENDIAS, H. (1992): Trace Elements in Soils and 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.
- KRUSE-IRMER, S. (2002): Assoziation von ^{137}Cs mit geobiochemischen Bodenphasen.- 171 S., Universität Oldenburg, Dissertation.
- 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, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **1530**: 1-86; Berlin (E. Schmidt).
- & ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGGER, G. (1994): Bodenkunde.- 424 S; Stuttgart (Ulmer).

- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] 2003: Radioaktivität in Baden-Württemberg – Jahresbericht 1998-2001.- 142 S.; Karlsruhe.
- LIEDTKE, H. (1984): Namen und Abgrenzungen von Landschaften in der Bundesrepublik Deutschland gemäß der amtlichen Übersichtskarte 1:500000 (ÜK 500).- Forsch. dt. Landeskd. **222**:1-96, 1 Kt.; Trier (Zentralaus. dt. Landeskd. Selbstverlag).
- MENTZEL, R. (1961): Geologische Untersuchungen im Unter-Ems zwischen Prüm und der Schneifel (Unter-Devon, SW-Eifel).- Unveröff. Dipl.-Arb. am Geol.-Paläont.-Inst., Universität Frankfurt/M., 108 S., 15 Abb., 3 Kte., div. Anl.; Frankfurt a. M.
- (1966): Das Unter-Devon des Schneifel-Gebietes (Rheinisches Schiefergebirge, Eifel).- Unveröff. Diss. am Geol.-Paläont.-Inst., Universität Frankfurt/M., 125 S., 14 Abb., 1 Kte., 2 Profil-Taf.; Frankfurt a. M.
- MERIAN, E. [Hrsg.] (1984): Metalle in der Umwelt.- 722 S.; Weinheim (Verlag Chemie).
- MEYER, E. (2003): 2003, Taschenbuch des Pflanzenarztes.- 52. neu bearb. Folge, 709 S.; Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverlag).
- MEYER, W. (1994): Geologie der Eifel.- 618 S., 154 Abb., 13 Tab.; Stuttgart.
- 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.
- MÜLLER, U. & HENNINGS, V. & HORN, A. (1991): Untersuchungen zur PCB- und Dioxinverbreitung in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I**: 365-368.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1990): Klimadaten der Bundesrepublik Deutschland; Zeitraum 1951 – 1980.- 289 S.; Offenbach (Selbstverlag DWD).
- 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, Ergänzbare 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.- 674 S.; Stuttgart (Enke).
- ROSENBERGER, W. (1979): Beschreibung rheinland-pfälzischer Bergamtsbezirke.- Bd. 4 Bergamtsbezirk Koblenz, Oberbergamt für das Saarland und Rheinland-Pfalz, 440 S.; Bad Kreuznach.
- 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 (Bayer. GLA).
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. & SCHMIDT, R. (1991): Bereiche natürlicher Spurenmetallgehalte in den häufigsten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **5**: 49-73; München (Bayer. GLA).

- SAHR, T. M. (2003): Untersuchungen zur Transkriptionsänderung in *Arabidopsis thaliana* nach Cäsium- und Radiocäsium-Applikation.- Diss.; München.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde.- 15. Aufl., 593 S.; Stuttgart (Enke).
- 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).
- SLOTTA, R. (1983): Technische Denkmäler in der Bundesrepublik Deutschland; Der Metallerzbergbau.- Teil II, S. 1117-1123; Bochum (Deutsches Bergbau-Museum).
- SCHULTZ, R. & MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **43 (1)**: 471-476; Göttingen.
- 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 (Bayer. GLA).
- TEBAAY, R.H. (1994): Untersuchung zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens.- 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..
- UTERMANN, J. & FUCHS, M. & DÜWEL, O. (2008). Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Arsen, Antimon, Beryllium, Molybdän, Kobalt, Selen, Thallium, Uran und Vanadium in Böden Deutschlands aus länderübergreifender Sicht.- 71 S.; Hannover (BGR).
- Umweltbundesamt (UBA)[Hrsg.] (2004): Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrarökosysteme.- 130 S.; Berlin.
- Umweltbundesamt (UBA)[Hrsg.] (2007): Dioxine; Daten aus Deutschland.- 218 S.; Dessau-Rosslau.
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (1996): Methodenbuch VII, Umweltanalytik.- 1.Aufl., 1.Teilliefer.; Darmstadt (VDLUFA).
- VOLKMER, M. (2007): Radioaktivität und Strahlenschutz.- Informationskreis KernEnergie, Berlin 2007.
- WELP, G. & HAMER, M. & BRÜMMER, G.W. & LICHTFUß, R. (1995): Mobilität und Bindungsformen von Cd, Cr, As und V in urbanen Böden unterschiedlicher Belastung.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **76**: 487-490; Oldenburg.
- World Wide Fund For Nature (WWF) (2002): Gefahren durch hormonell wirksame Pestizide und Biozide.- 43 S.; Frankfurt a.M..
- ZETHNER, G. & SATTELBERGER, R. & HANUS-ILLNAR (2007): Kupfer und Zink im Wirtschaftsdünger von Schweine und Geflügelmastbetrieben.- 33 S.; Wien (Umweltbundesamt)

Normen

- 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 20) Bestimmung von 6 polychlorierten Biphenylen (PCB); (1996).
- DIN ISO 10390, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) 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 11277, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung der Partikelgröße in Mineralböden; (2002).
- DIN ISO 11464, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Probenvorbereitung für physikalisch-chemische Untersuchungen; (1996).
- DIN ISO 11466, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelementen; (1997).
- DIN ISO 13878, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse); (1998).
- DIN ISO 19258, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Leitfaden zur Bestimmung von Hintergrundwerten; (2006).
- E DIN 38414-24, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (DEV S 7), Bestimmung von polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) (S24); (1998).
- E DIN ISO 10381-2, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Probenahme, Anleitung für Probenahmeverfahren; (1996).
- E DIN ISO 10382, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Gaschromatographische Bestimmung des Gehaltes an polychlorierten Biphenylen (PCB) und Organochlorpestiziden (OCP); (1998).
- E DIN ISO 14154, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung von ausgewählten Chlorphenolen in Böden; (1998).

Richtlinien, Verordnungen und Gesetze

- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1998): Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen [**PflSchG**] BGBl. I S. 971.
- 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 und Forsten Rheinland-Pfalz (2005): Landesbodenschutzgesetz [**LBodSchG**], Mainz.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2001): Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung) [**StrlSchV**], BGBl. Teil I, Nr. 1714.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006): Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen. Losebl.samml., 1.-7.
- 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
LABO	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LNF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MUF	Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland Pfalz
MUFV	Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland Pfalz
mNN	Meter über Normalnull
NSG	Naturschutzgebiet
VwV	Verwaltungsvorschrift
TK25	Topographische Karte im Maßstab 1:25.000
TVO	Trinkwasserverordnung (TrinkwV)

Chemische/Physikalische Abkürzungen:

Al	Aluminium
As	Arsen
BaP	Benzo(a)pyren
Ca _(aust)	Calcium (austauschbar)

Cd	Cadmium
Co	Cobalt
C _{org}	Kohlenstoff; organisch
Cr	Chrom
Cs	Cäsium
Cu	Kupfer
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
DDT	Dichlor-diphenyl-trichlorethan
Σ-DDX	Summe der Isomere der DDT-Gruppe
Fe	Eisen
FIMS	<i>Flow Injection Mercury System</i> / Einzelmessgerät zur Quecksilberbestimmung
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
ICP-AES	Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma
K _(lakt)	Kalium (Laktat-extrahierbar)
KAK _{pot}	potentielle Kationenaustauschkapazität
Mg _(aust)	Magnesium (austauschbar)
Mn	Mangan
NH ₄ NO ₃	Ammoniumnitrat
N _{ges}	Gesamt-Stickstoff
Ni	Nickel
OCDD	Octachlor-dibenzo-p-dioxin
OCDF	Octachlor-dibenzofuran
P _(lakt)	Phosphor (Laktat-extrahierbar)
PAK ₍₁₆₎	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (16 Einzelkomponenten der EPA-Liste)
Pb	Blei
PCB (Σ-PCB)	polychlorierte Biphenyle (Summe der 6 Indikator-Kongenere)
PCDD	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDD/F	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
SE _{ges}	<i>Gesamtgehalt</i> (Königswasser-extrahierbar) SE = jeweiliges Element (z.B. Cd _{ges})
SE _{mob}	Mobilgehalt (NH ₄ NO ₃ -extrahierbar) SE = jeweiliges Element (z.B. Pb _{mob})
TB	Trockenboden
TCDD	2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin
Zn	Zink
Bq	Becquerel
I-TEq	(Internationales) Toxizitätsäquivalent
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
ng	Nanogramm

Bodenkundliche / Geologische Abkürzungen

(f)	fluvial verlagert
(u)	verschwemmt
^s; (d)	Sandstein (Devon)
^to; (d)	Tonstein (Devon)
^tsf; (d)	Tonschiefer (Devon)
^tfl; (d)	Flaserschiefer (Devon)
^q; (d)	Quarzit (Devon)
Au/Al	Auenschluff /-lehm (carbonatfrei)
LO	Löss und Lössderivate
Lp	Lösslehm (polygenetisches Derivat aus Löss, Lokallöss, etc.)
Lsp	Sandlöss(-lehm)/Lösssand(-lehm) (polygenetisches Derivat)
pfl	periglaziale Lage

Sap	Flugsand (polygenetisches Derivat)
U	Solumsediment
Ul	lehmiges Solumsediment (carbonatfrei)
Uu	schluffiges Solumsediment (carbonatfrei)
V	Organische Auflage (undifferenziert)
Vb	Organische Auflage aus Blattstreu
Vbn	Organische Auflage aus Blatt- und Nadelstreu
Vn	Organische Auflage aus Nadelstreu

Kornfraktionen:

T	Ton
fU	Feinschluff
mU	Mittelschluff
gU	Grobschluff
U	Schluff
fS	Feinsand
mS	Mittelsand
gS	Grobsand
S	Sand

Mathematisch / Statistische Abkürzungen

Ausr.-gr.	Ausreißergrenze
Med	Median (Zentralwert, 50. Perzentil, 50. Quartil)
n	Größe der Stichprobe (Anzahl)
Σ	Summe

Tabellenverzeichnis

	Seite	
1	Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum	15
2	Mehrfährige Mittelwerte der Temperatur, der Niederschlagssummen und der klimatischen Wasserbilanz	24
3	Flächennutzung im Untersuchungsraum	25
4	Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)	27
5	Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Organochlorpestizide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)	28
6	Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)	28
7	Mittlere Nachweisgrenzen, Summenformeln und Faktoren der Toxizitätsäquivalente der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	29
8	Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der messbaren Radionuklide	29
9	Anorganische Stoffe: Gliederungsschema für die Bildung von Hintergrundwerten	30
10	Ermittlung von gewichteten Gehalten an einem Beispielprofil	33
11	Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	37
12	Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	40
13	Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart im Auenschluff und -lehm	41
14	pH-Wert in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	44
15	pH-Wert in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	45
16	pH-Wert in Auenschluffen und -lehmen	45

	Seite
17 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	47
18 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	50
19 Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff in Auenschluffen und -lehmen	51
20 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	55
21 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	56
22 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	57
23 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	58
24 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	61
25 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	63
26 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden	66
27 Vorsorgewerte für Metalle	66
28 Prüfwerte für Metalle	67
29 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Acker-Oberböden des Untersuchungsraums	68
30 Arsen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	70
31 Arsen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	73
32 Arsen in Auenschluffen und -lehmen	75
33 Blei in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	78
34 Blei in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	81
35 Blei in Auenschluffen und -lehmen	86
36 Cadmium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	88
37 Cadmium in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	92
38 Cadmium in Auenschluffen und -lehmen	95
39 Chrom in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	98
40 Chrom in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	102
41 Chrom in Auenschluffen und -lehmen	103
42 Kupfer in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	106
43 Kupfer in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	110
44 Kupfer in Auenschluffen und -lehmen	113
45 Nickel in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	115
46 Nickel in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	120
47 Nickel in Auenschluffen und -lehmen	122
48 Quecksilber in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	124
49 Quecksilber in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	129
50 Quecksilber in Auenschluffen und -lehmen	131
51 Zink in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	134

	Seite
52 Zink in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	137
53 Zink in Auenschluffen und -lehm	141
54 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden	142
55 Prüfwerte der BBodSchV (1999) für organische Stoffe	143
56 Bleialf: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze	144
57 Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ -DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	145
58 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	147
59 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden	149
60 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	152
61 Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	154
62 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	156
63 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden	157
64 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden	159
65 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	162
66 Summe der Polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	164
67 Summe der Polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	165
68 Zusammensetzung der mittleren natürlichen Strahlenbelastung in Deutschland	167
69 Zusammensetzung der Strahlungsbelastung aus künstlichen Quellen	167
70 ¹³⁷ Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung	170
71 Gewichteter ¹³⁷ Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	173
72 ¹³⁷ Cäsium in der organischen Auflage	173

Abbildungsverzeichnis

	Seite
1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums	12
2 Nordwest-Abdachung der Schneifel mit <i>Schwarzer Mann</i>	13
3 Alfbach südlich von Bleialf	14
4 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen	14
5 Dünnschliff: feinschichtig laminare Wechellagerung ton- und schluffreicher Schichten	16
6 Hochfläche bei Bleialf	18
7 Ausschnitt aus dem amtlichen Grubenbild des Bleierzbergwerks Neue Hoffnung (1939)	22
8 Bunker und Panzersperren	23
9 Schema eines Boxplots	33
10 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	36
11 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	38
12 Bodenarten des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	39
13 Korngrößenverteilung des Oberbodens im Verbreitungsgebiet der Sandsteine und Quarzite (Devon)	40

	Seite
14 Korngrößenverteilung in Oberböden der carbonatfreien Auenschluffe und –lehme	41
15 pH-Wert im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	42
16 pH-Wert in Böden	43
17 Organischer Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und C/N-Verhältnis im Oberboden	46
18 Organischer Kohlenstoff im Boden	48
19 Gesamt-Stickstoff im Boden	49
20 CN-Verhältnis im Boden	51
21 NH_4NO_3 -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	53
22 Potentielle Kationenaustauschkapazität in Böden	54
23 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Boden	62
24 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Boden	64
25 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	68
26 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	69
27 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Boden	72
28 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen im Boden	74
29 Relative Mobilität von Arsen im Boden	75
30 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	76
31 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	76
32 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Boden	80
33 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei im Boden	80
34 Zone mit erhöhten Blei-Gehalten im Oberboden	82
35 Relative Mobilität von Blei im Boden	83
36 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	87
37 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	87
38 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Boden	90
39 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Boden	91
40 Relative Mobilität von Cadmium im Boden	93
41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	96
42 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	97
43 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Boden	100
44 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom im Boden	101
45 Relative Mobilität von Chrom im Boden	103
46 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	104
47 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	105
48 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Boden	108

	Seite
49 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Boden	109
50 Relative Mobilität von Kupfer im Boden	111
51 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	114
52 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	114
53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Boden	116
54 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Nickel im Boden	118
55 Relative Mobilität von Nickel im Boden	119
56 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	123
57 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	123
58 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Boden	127
59 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Boden	128
60 Relative Mobilität von Quecksilber im Boden	130
61 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	131
62 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	132
63 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Boden	135
64 NH ₄ NO ₃ -extrahierbares (mobiles) Zink im Boden	136
65 Relative Mobilität von Zink im Boden	138
66 Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	146
67 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden	150
68 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung und mittlerem Jahresniederschlag	151
69 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	153
70 Benzo(a)pyren) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	154
71 Polychlorierte Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung	156
72 Verhältnis PCDD/PCDF, gruppiert nach Nutzung	160
73 Gesamt-Dioxin- (PCDD) /Furan- (PCDF) Gehalte in Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen	160
74 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung	161
75 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung	162
76 ¹³⁷ Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung	170
77 Gewichteter ¹³⁷ Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	172
78 ¹³⁷ Cäsium in organischer Auflage und obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Baumbestand	174

Kartenverzeichnis

Übersichtskarten 1:1.000.000

In dieser Online-Fassung von 2015 geben die nachfolgend aufgeführten Übersichtskarten abweichend zur Druckfassung von 2014 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	71
2 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Blei in den Oberböden	79
3 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Cadmium in den Oberböden	89
4 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Chrom in den Oberböden	99
5 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Kupfer in den Oberböden	107
6 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Nickel in den Oberböden	117
7 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Quecksilber in den Oberböden	125
8 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Zink in den Oberböden	133
9 Geochemische Übersichtskarte: Cäsium-137 im Oberboden	171

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: DDX - Gesamt-DDT (DDT und Metaboliten) im Oberboden
12 Geochemische Karte 1:50.000: PAK , Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden
13 Geochemische Karte 1:50.000: PCB , Polychlorierte Biphenyle im Oberboden
14 Geochemische Karte 1:50.000: PCDD/F , Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane im Oberboden
15 Geochemische Karte 1:50.000: Cäsium-137 (¹³⁷ Cs) im obersten Mineralbodenhorizont
16 Geochemische Karte 1:50.000: Cäsium-137 (¹³⁷ Cs) im Oberboden (0-30 cm)

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